

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JENYFFER VIERHELLER VIEIRA

**EFEITOS DAS ATIVIDADES RECREATIVAS SOBRE A FAUNA BENTÔNICA  
DE AMBIENTES PRAIAIS**

CURITIBA  
2011

JENYFFER VIERHELLER VIEIRA

**EFEITOS DAS ATIVIDADES RECREATIVAS SOBRE A FAUNA BENTÔNICA  
DE AMBIENTES PRAIAIS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ecologia e Conservação.

Orientador: Dr. Carlos Alberto Borzone

CURITIBA  
2011



Ministério da Educação  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ  
Setor de Ciências Biológicas  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO



## PARECER

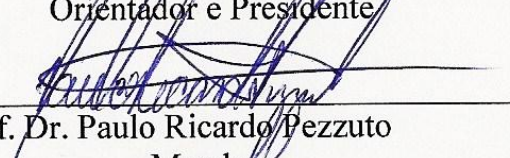
Os abaixo-assinados, membros da banca examinadora da defesa da dissertação de mestrado, a que se submeteu **Jenyffer Vierheller Vieira** para fins de adquirir o título de Mestre em Ecologia e Conservação, são de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do trabalho de conclusão da candidata.

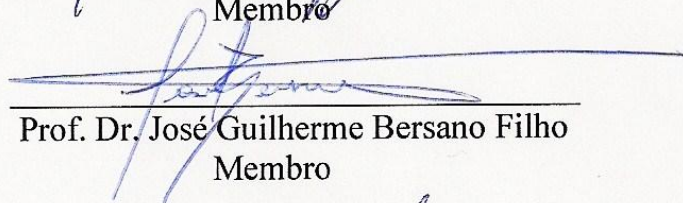
Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação.

Curitiba, 11 de fevereiro de 2011.

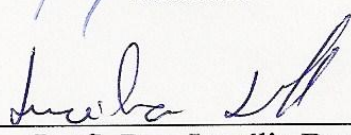
BANCA EXAMINADORA:

  
Prof. Dr. Carlos Alberto Borzone  
Orientador e Presidente

  
Prof. Dr. Paulo Ricardo Pezzuto  
Membro

  
Prof. Dr. José Guilherme Bersano Filho  
Membro

Visto:

  
Profª. Dra. Lucélia Donatti  
Coordenadora do PPG-ECO

## **Agradecimentos**

*Agradeço à minha mãe pelo apoio incondicional, suporte familiar e por seu exemplo de vida: “Mãe, você é uma guerreira!”;*

*Ao Fabiano por sempre me apoiar, por todo o seu amor, paciência e dedicação e ajuda em campo e na redação da dissertação. E acima de tudo, por ter me ensinado a não só estudar a ecologia, mas sim vivê-la;*

*Ao Prof. Dr. Carlos Alberto Borzone pela confiança depositada em mim, orientação, amizade, conversas, ajuda nos campo, aprendizado e contribuição valiosa à minha formação profissional;*

*À Luciana Festti, primeiramente pela amizade, hospedagem, ajuda nas coletas e em laboratório, correções e sugestões dadas ao longo destes 2 anos;*

*Ao Prof. Dr. Luciano Lorenzi pelo auxílio nas amostragens e por disponibilizar a infraestrutura do laboratório de Bentos (UNIVILLE);*

*Aos Profs. Dr. Paulo R. Pezzuto e José G. Bersano pelas valiosas contribuições e sugestões;*

*A todos que auxiliaram no trabalho de campo: Fabiano, Luciana, Mãe, Leonardo, Fer, Sílvia, Anderson, Aline, Batata, Clariana;*

*Às amigas Catarina, Lu, Ana, Vivi, Lua, que tornaram a minha estadia em Pontal do Sul mais alegre. Pelas conversas sérias e descontraídas, jantinhas gostosas e por aturarem meu estresse;*

*Ao Prof. Maurício Camargo, Prof. Maurício Osvaldo Moura, Leonardo Sandrini, Maykon e Rodrigo pela ajuda nas análises estatísticas;*

*Às várias pessoas que me abrigaram por alguns dias ou semanas em seus lares tanto no PR quanto em SC: Luciana, Leco, Aline Klöl, Carol, Daniel, Jah, Cris, Aline e Fabi;*

*Às amigas Cy e Mel, mesmo estando longe e não entendendo muito o que faço, sempre se preocuparam comigo, apoiaram minhas decisões e entenderam minha ausência;*

*Ao Tinho pela elaboração do mapa das áreas de estudo;*

*A todos os docentes, discentes e coordenação da PPGECO;*

*Ao Centro de Estudos do Mar pela infra-estrutura disponibilizada à execução desta dissertação;*

*À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudo (REUNI).*

## Sumário

<b>Lista de Figuras.....</b>	<b>vii</b>
<b>Lista de Tabelas.....</b>	<b>x</b>
<b>Lista de Anexos.....</b>	<b>xiii</b>
<b>Resumo.....</b>	<b>xiv</b>
<b>Abstract.....</b>	<b>xv</b>
<b>I. Prefácio.....</b>	<b>1</b>
<b>I.1 – Referências bibliográficas.....</b>	<b>4</b>
<b>II. Capítulo I – <i>Alterações na composição e estrutura da macrofauna associadas as atividades recreativas</i>.....</b>	<b>9</b>
<b>II.1 – Introdução.....</b>	<b>9</b>
<b>II.2 – Hipóteses e Objetivos.....</b>	<b>12</b>
<b>II.2.1 – Hipóteses.....</b>	<b>12</b>
<b>II.2.2 – Objetivo Geral.....</b>	<b>12</b>
<b>II.2.3 – Objetivos Específicos.....</b>	<b>12</b>
<b>II.3 – Metodologia.....</b>	<b>13</b>
<b>II.3.1 – Área de Estudo.....</b>	<b>13</b>
<b>II.3.2 – Delineamento amostral.....</b>	<b>15</b>
<b>II.3.3 – Análise de dados.....</b>	<b>17</b>
<b>II.4 – Resultados.....</b>	<b>19</b>
<b>II.4.1 – Ambiente praial.....</b>	<b>19</b>
<b>II.4.2 – Macrofauna bentônica.....</b>	<b>31</b>
<b>II.5 – Discussão.....</b>	<b>42</b>
<b>II.6 – Conclusões.....</b>	<b>51</b>
<b>II.7 – Referências Bibliográficas.....</b>	<b>52</b>
<b>III. Capítulo II – <i>Relações entre a densidade populacional de Ocypode quadrata e as atividades recreativas</i>.....</b>	<b>60</b>
<b>III.1 – Introdução.....</b>	<b>60</b>
<b>III.2 – Hipótese e Objetivos.....</b>	<b>62</b>
<b>III.2.1 – Hipótese.....</b>	<b>62</b>
<b>III.2.2 – Objetivo Geral.....</b>	<b>62</b>
<b>III.2.3 – Objetivos Específicos.....</b>	<b>62</b>

<b>III.3 – Metodologia.....</b>	<b>63</b>
<b>III.3.1 – Área de Estudo.....</b>	<b>63</b>
<b>III.3.2 – Delineamento amostral.....</b>	<b>63</b>
<b>III.3.3 – Análise de dados.....</b>	<b>64</b>
<b>III.4 – Resultados.....</b>	<b>65</b>
<b>III.4.1 – Balneário Shangri-lá.....</b>	<b>65</b>
<b>III.4.2 – Balneário Barra do Sul.....</b>	<b>68</b>
<b>III.5 – Discussão.....</b>	<b>72</b>
<b>III.6 – Conclusões.....</b>	<b>75</b>
<b>III.7 – Referências Bibliográficas.....</b>	<b>76</b>
<b>IV. Considerações Finais e Recomendações.....</b>	<b>79</b>
<b>V. Anexos.....</b>	<b>80</b>

## Lista de Figuras

### Capítulo I

Figura 1 – Localização dos setores não urbanizado (NU) e urbanizado (U) das praias: Balneário Shangri-lá (PR) (acima) e Barra do Sul (SC) (abaixo).....	13
Figura 2 – Balneário Shangri-lá. (A) setor não urbanizado (NU) e (B) setor urbanizado (U).....	14
Figura 3 – Balneário Barra do Sul. (A) setor não urbanizado (NU) e (B) setor urbanizado (U).....	14
Figura 4 – Esquema do delineamento amostral exemplificando o número de transecções e níveis amostrais.....	15
Figura 5 – Perfil praial do Balneário Shangri-lá: setor não urbanizado verão (NUV); setor urbanizado verão (UV); setor não urbanizado inverno (NUI); setor urbanizado inverno (UI).....	19
Figura 6 – Variação dos parâmetros estatísticos do sedimento ao longo dos pontos amostrais dos setores do Balneário Shangri-lá (NUV – não urbanizado verão; UV – urbanizado verão; NUI – não urbanizado inverno; UI – urbanizado inverno): A) média; B) seleção; C) assimetria; D) curtose e E) porcentagem de carbonato de cálcio - $\text{CaCO}_3$ .....	20
Figura 7 – Abundância média de banhistas ( $\pm$ Erro e Desvio Padrão) em cada setor (NU - não urbanizado e U – urbanizado) registrada no Balneário Shangri-lá durante a amostragem de verão.....	22
Figura 8 – Abundância média de banhistas ( $\pm$ Erro e Desvio Padrão) em cada setor (NU - não urbanizado e U – urbanizado) registrada no Balneário Shangri-lá durante a amostragem de inverno.....	23
Figura 9 – Perfil praial do Balneário Barra do Sul: setor não urbanizado verão (NUV); setor urbanizado verão (UV); setor não urbanizado inverno (NUI); setor urbanizado inverno (UI).....	24
Figura 10 – Variação dos parâmetros estatísticos do sedimento ao longo dos pontos amostrais dos setores do Balneário Barra do Sul (NUV – não urbanizado verão; UV – urbanizado verão; NUI – não urbanizado inverno; UI – urbanizado inverno): A) média; B) seleção; C) assimetria; D) curtose e E) porcentagem de carbonato de cálcio - $\text{CaCO}_3$ .....	25

Figura 11 – Abundância média ( $\pm$ Erro e Desvio Padrão) de banhistas em cada setor ( <b>NU</b> - não urbanizado e <b>U</b> – urbanizado) registrada no Balneário Barra do Sul durante a amostragem de verão.....	27
Figura 12 – Abundância média ( $\pm$ Erro e Desvio Padrão) de banhistas em cada setor ( <b>NU</b> - não urbanizado e <b>U</b> – urbanizado) registrada no Balneário Barra do Sul durante a amostragem de inverno.....	28
Figura 13 – Representação gráfica das duas componentes principais obtida pela Análise de Componentes Principais (ACP). Os símbolos em vermelho representam os setores não urbanizado e urbanizado de Balneário Shangri-lá no verão e inverno ( <b>SNUV</b> , <b>SUV</b> , <b>SNUI</b> , <b>SUI</b> ) e os símbolos em verde os setores de Balneário Barra do Sul em ambas as estações ( <b>BNUV</b> , <b>BUV</b> , <b>BNUI</b> , <b>BUI</b> ). As setas representam os vetores dos parâmetros abióticos: seleção e média do sedimento (expressados em escala phi), porcentagem de carbonato de cálcio (% $\text{CaCO}_3$ ), declividade da praia (Beta), altura da onda (Hb), estágio morfodinâmico da praia (Ômega), abundância de banhistas.....	30
Figura 14 – Porcentagem de representação relativa das espécies mais abundantes nos setores amostrados do Balneário Shangri-lá durante as estações de verão e inverno: <b>NUV</b> (não urbanizado verão), <b>UV</b> (urbanizado verão), <b>NUI</b> (não urbanizado inverno), <b>UI</b> (urbanizado inverno).....	32
Figura 15 – Representações gráficas das análises de classificação – Cluster ( <b>A</b> ) e ordenação - MDS ( <b>B</b> ) de uma matriz de similaridade (Bray-Curtis) obtida a partir da abundância linear da macrofauna bentônica dos setores não urbanizado ( <b>NU</b> ) e urbanizado ( <b>U</b> ) do Balneário Shangri-lá durante a estação de verão. Dados transformados: $\log(x+1)$ .....	34
Figura 16 – Representações gráficas das análises de classificação – Cluster ( <b>A</b> ) e ordenação - MDS ( <b>B</b> ) de uma matriz de similaridade (Bray-Curtis) obtida a partir da abundância linear da macrofauna bentônica dos setores não urbanizado ( <b>NU</b> ) e urbanizado ( <b>U</b> ) do Balneário Shangri-lá durante a estação de inverno. Dados transformados: $\log(x+1)$ .....	35
Figura 17 – Porcentagem de representação relativa das espécies mais abundantes nos setores amostrados do Balneário Barra do Sul durante as estações de verão e inverno: <b>NUV</b> (não urbanizado verão), <b>UV</b> (urbanizado verão), <b>NUI</b> (não urbanizado inverno), <b>UI</b> (urbanizado inverno).....	37



Figura 18 – Representações gráficas das análises de classificação – Cluster (A) e ordenação - MDS (B) de uma matriz de similaridade (Bray-Curtis) obtida a partir da abundância linear da macrofauna bentônica dos setores não urbanizado (NU) e urbanizado (U) do Balneário Barra do Sul durante a estação de verão. Dados foram transformados: raiz quadrada.....	39
Figura 19 – Representações gráficas das análises de classificação – Cluster (A) e ordenação - MDS (B) de uma matriz de similaridade (Bray-Curtis) obtida a partir da abundância linear da macrofauna bentônica dos setores não urbanizado (NU) e urbanizado (U) do Balneário Barra do Sul durante a estação de inverno. Dados foram transformados: raiz quadrada.....	40
Figura 20 – Localização do Canal do Linguado (eixo secundário da Baía Babitonga) e dos setores não urbanizado (NU) e urbanizado (U) do Balneário Barra do Sul.....	43
<b>Capítulo II</b>	
Figura 1 – Perfil praial do Balneário Shangri-lá: setor não urbanizado verão (NUV); setor urbanizado verão (UV); setor não urbanizado inverno (NUI); setor urbanizado inverno (UI).....	65
Figura 2 – Abundância média ( $\pm$ intervalo de confiança de 95 %) de banhistas no setor não urbanizado (NU) e urbanizado (U) registrada no Balneário Shangri-lá durante as amostragens de verão (■) e inverno (□).....	67
Figura 3 – Abundância linear média (intervalo de confiança de 95 %) de tocas de <i>Ocypode quadrata</i> no setor não urbanizado (NU) e urbanizado (U) registrada no Balneário Shangri-lá durante as amostragens de verão (■) e inverno (□).....	68
Figura 4 – Perfil praial do Balneário Barra do Sul: setor não urbanizado verão (NUV); setor urbanizado verão (UV); setor não urbanizado inverno (NUI); setor urbanizado inverno (UI).....	69
Figura 5 – Abundância média (intervalo de confiança de 95 %) de banhistas no setor não urbanizado (NU) e urbanizado (U) registrada no Balneário Barra do Sul durante as amostragens de verão (■) e inverno (□).....	70
Figura 6 – Abundância linear média (intervalo de confiança de 95 %) de tocas de <i>Ocypode quadrata</i> no setor não urbanizado (NU) e urbanizado (U) registrada no Balneário Barra do Sul durante as amostragens de verão (■) e inverno (□).....	71

## Lista de Tabelas

### Capítulo I

Tabela 1 – Parâmetros morfodinâmicos ( <b>Hb</b> = altura da onda; <b>T</b> = período das ondas; <b>DM</b> = diâmetro médio dos grãos de sedimento; <b>Ws</b> = velocidade de decantação do sedimento) e o valor do cálculo do ômega ( $\Omega$ ) dos setores <b>NU</b> (não urbanizado) e <b>U</b> (urbanizado) do Balneário Shangri-lá nas estações de verão ( <b>V</b> ) e inverno ( <b>I</b> ).....	21
Tabela 2 – Número de banhistas em cada intervalo de contagem (30 min.), durante os 5 dias de censos realizados nos setores não urbanizado ( <b>NU</b> ) e urbanizado ( <b>U</b> ) no Balneário de Shangri-lá na estação de verão.....	22
Tabela 3 – Número de banhistas em cada intervalo de contagem (30 min.), durante os 4 dias de censos realizados nos setores não urbanizado ( <b>NU</b> ) e urbanizado ( <b>U</b> ) no Balneário Shangri-lá na estação de inverno.....	23
Tabela 4 – Parâmetros morfodinâmicos ( <b>Hb</b> = altura da onda; <b>T</b> = período das ondas; <b>DM</b> = diâmetro médio dos grãos de sedimento; <b>Ws</b> = velocidade de decantação do sedimento) e o valor do cálculo do ômega ( $\Omega$ ) dos setores <b>NU</b> (não urbanizado) e <b>U</b> (urbanizado) do Balneário Barra do Sul nas estações de verão ( <b>V</b> ) e inverno ( <b>I</b> ).....	26
Tabela 5 – Número de banhistas em cada intervalo de contagem (30 min.), durante os 5 dias de censos realizados nos setores não urbanizado ( <b>NU</b> ) e urbanizado ( <b>U</b> ) no Balneário Barra do Sul estação de verão.....	26
Tabela 6 – Número de banhistas em cada intervalo de contagem (30 min.), durante os 4 dias de censos realizados nos setores não urbanizado ( <b>NU</b> ) e urbanizado ( <b>U</b> ) no Balneário Barra do Sul estação de inverno.....	27
Tabela 7 – Autovalores e variância total e acumulada das quatro componentes principais gerados pela Análise de Componentes Principais (ACP).....	28
Tabela 8 – Valores médios de abundância linear ( $\pm$ Erro Padrão) e sumário dos resultados do teste-t (Student) realizado para comparar a abundância da macrofauna total e das espécies selecionadas e o número total de espécies entre os setores não urbanizado ( <b>NU</b> ) e urbanizado ( <b>U</b> ) do Balneário Shangri-lá obtidos nas amostragens de verão e inverno. Valores de <i>p</i> : *<0,05; **<0,01;	

***<0,001.....	33
Tabela 9 – Resultados da análise PERMANOVA da macrofauna bentônica entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Shangri-lá durante as estações de verão e inverno. (g.l.) graus de liberdade; (MQ) média dos quadrados; $p$ (MC) significância da permutação de Monte Carlo.....	36
Tabela 10 – Contribuição e contribuição acumulada de cada espécie da macrofauna bentônica para a dissimilaridade média ( $\pm$ Erro Padrão) entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Shangri-lá durante o período de verão.....	36
Tabela 11 – Contribuição e contribuição acumulada de cada espécie da macrofauna bentônica para a dissimilaridade média ( $\pm$ Erro Padrão) entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Shangri-lá durante o período de inverno.....	36
Tabela 12 – Valores médios de abundância linear ( $\pm$ Erro Padrão) e sumário dos resultados do teste-t (Student) realizado para comparar a abundância da macrofauna total e das espécies selecionadas e o número total de espécies entre os setores não urbanizado (NU) e urbanizado (U) do Balneário Barra do Sul obtidos nas amostragens de verão e inverno. Valores de $p$ : *<0,05; **<0,01; ***<0,001.....	38
Tabela 13 – Resultados da análise PERMANOVA da macrofauna bentônica entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Barra do Sul durante as estações de verão e inverno. (g.l.) graus de liberdade; (MQ) média dos quadrados; $p$ (MC) significância da permutação de Monte Carlo.....	41
Tabela 14 – Contribuição e contribuição acumulada de cada espécie da macrofauna bentônica para a dissimilaridade média ( $\pm$ Erro Padrão) entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Barra do Sul durante o período de verão.....	41
<b>Capítulo II</b>	
Tabela 1 – Cronograma das amostragens realizadas durante o período de verão e inverno no Balneário Shangri-lá e Barra do Sul.....	64
Tabela 2 – Parâmetros sedimentológicos ( <b>DM</b> = diâmetro médio do grão; <b>SEL</b> = grau de seleção; <b>ASS</b> = assimetria; <b>CUR</b> = curtose) e morfodinâmicos ( <b>Hb</b> = altura da onda; <b>T</b> = período da onda; <b>Ws</b> = velocidade de decantação do	

sedimento; $\Omega$ = ômega) dos setores não urbanizado (NU) e urbanizado (U) do Balneário Shangri-lá.....	66
Tabela 3 – Resultados da ANOVA bifatorial da abundância de banhistas entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Shangri-lá durante as estações de verão e inverno.....	66
Tabela 4 – Resultados da ANOVA bifatorial da abundância linear de tocas de <i>Ocypode quadrata</i> entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Shangri-lá durante as estações de verão e inverno.....	67
Tabela 5 – Parâmetros sedimentológicos ( <b>DM</b> = diâmetro médio do grão; <b>SEL</b> = grau de seleção; <b>ASS</b> = assimetria; <b>CUR</b> = curtose) e morfodinâmicos ( <b>Hb</b> = altura da onda; <b>T</b> = período da onda; <b>Ws</b> = velocidade de decantação do sedimento; $\Omega$ = ômega) dos setores não urbanizado (NU) e urbanizado (U) do Balneário Barra do Sul.....	69
Tabela 6 – Resultados da ANOVA bifatorial da abundância de banhistas entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Barra do Sul durante as estações de verão e inverno.....	70
Tabela 7 – Resultados da ANOVA bifatorial da abundância linear de tocas de <i>Ocypode quadrata</i> entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Barra do Sul durante as estações de verão e inverno.....	71

## **Lista de Anexos**

Anexo 1 – Lista de táxons identificados no Balneário Shangri-lá.....	<b>80</b>
Anexo 2 – Lista de táxons identificados no Balneário Barra do Sul.....	<b>81</b>

## Resumo

Este trabalho tem como objetivo principal analisar os possíveis efeitos antrópicos sobre a fauna bentônica de praias arenosas oceânicas do litoral Atlântico Sul Ocidental. Para tanto, foram selecionadas duas praias, uma no Estado do Paraná (Shangri-lá) e outra no Estado de Santa Catarina (Barra do Sul), as quais apresentam no mesmo arco praial, um setor não urbanizado (NU) e outro urbanizado (U). Os setores de cada praia foram analisados em duas situações distintas (verão e inverno) levando em consideração aspectos morfodinâmicos, antrópicos (atividade recreativa) e ecológicos. A caracterização abiótica foi realizada através da coleta de amostras de sedimento e registro da altura e período das ondas atuantes, largura e declividade do perfil praial. Já o grau de atividade recreativa foi determinado a partir da contagem do número de banhistas. Além das amostragens de organismos macrobentônicos também foram realizadas amostragens da abundância de tocas do caranguejo *Ocypode quadrata*. Morfodinamicamente, os setores de Shangri-lá foram similares, apresentando características dissipativas com face praial extensa e plana e sedimento composto por areia fina. Por outro lado, os setores da Barra do Sul apresentaram diferenças sedimentares e morfodinâmicas. Nesta praia, o setor não urbanizado foi classificado como refletivo com areia média, ao passo que, o setor urbanizado foi caracterizado como intermediário composto, principalmente, por grãos de areia menores (1,4 – 1,9 phi). Em ambas as praias, durante o período de verão, o setor não urbanizado e o urbanizado apresentaram baixa e alta atividade recreativa, respectivamente. Comparações da macrofauna bentônica entre o setor não urbanizado e urbanizado de Shangri-lá indicaram que a intensidade da atividade recreativa (abundância de banhistas) pode ser considerada o principal fator responsável pelas diferenças na composição da fauna e abundância de algumas espécies entre os setores. Relações negativas foram observadas entre a abundância dos táxons *Bledius bonariensis*, *Donax hanleyanus*, *Euzonus furciferus*, *Excirolana armata*, Insecta (larva), *Phoxocephalopsis* sp. e *Tholozodium rhombofrontalis* e a abundância de banhistas. O número de tocas de caranguejos foi significativamente menor no setor urbanizado, sugerindo o efeito negativo das atividades recreativas sobre a população de *Ocypode quadrata*. Embora os setores da Barra do Sul tenham apresentado diferenças físicas, tais características não foram associadas às baixas abundâncias de *Atlantorchestoidea brasiliensis* e *Excirolana brasiliensis* no setor urbanizado. Nesta praia, a abundância de tocas de *O. quadrata* não diferiu entre os setores durante o verão, entretanto no período de inverno, o setor não urbanizado apresentou elevadas abundâncias de tocas provavelmente devido a imigração de indivíduos para este local em decorrência da maior disponibilidade de alimento (elevadas abundâncias de *Emerita brasiliensis*). Os resultados do presente estudo sugerem a utilização de alguns táxons como bons indicadores de impactos antrópicos nos ecossistemas praias.

Palavras-chave: praias arenosas; macroinfauna; impacto antrópico.

## Abstract

The main goal of this work is to analyze the possible anthropogenic effects on the benthic fauna of sandy beaches along the South West Atlantic coast. To this end, we selected two beaches, one in the State of Paraná (Shangri-lá) and another in the State of Santa Catarina (Barra do Sul). These beaches present at the same beach arc, an non-urbanized sector (NU) and an urbanized sector (U). Each sector of each beach was sampled in two different situations (summer and winter), taking into account morphodynamics, antropogenic (recreational activity) and ecological aspects. The abiotic characterization was performed by collecting sediment samples and recording the wave height and period, width and slope of the beach profile. In addition, the level of recreational activity was determined by counting the number of users. Besides the sampling of macrobenthic organisms, samplings of abundance of burrowing crab *Ocypode quadrata* were also conducted. Sectors of Shangri-lá were morphodynamically very similar, showing an extensive and flat beachface with sediment composed of fine sand. On the other hand, sectors of Barra do Sul were different both in sediment and morphodynamic characteristics. On this beach, the non-urbanized sector was classified as reflective with medium sand, while the urbanized sector was intermediate and composed mainly by smaller sandy of sand (1,4 -1,9 phi). Macrobenthic analysis of Shangri-lá sectors indicated that intensive recreation can be the main factor responsible for differences in composition and abundance of some species between the sectors. Negative relationships were observed between the abundance of *Bledius bonariensis*, *Euzonus furciferus*, *Excirolana armata*, Insecta (larvae), *Phoxocephalopsis* sp. and *Tholozodium rhombofrontalis* and abundance of users. The number of crab burrows was significantly lower in the urbanized sector, suggesting the negative effect of recreational activities on the population of *O. quadrata*. Although sectors of Barra do Sul have shown physical differences, such characteristics were not associated with low abundances of *Atlantorchestoidea brasiliensis* and *Excirolana brasiliensis* in the urbanized sector. Also on this beach, abundance of *O. quadrata* burrows did not differ between sectors during the summer, however in winter period, the non-urbanized sector had high abundance and burrows probably due to immigration of individuals to this location attracted by the increase in food availability (high abundance of *Emerita brasiliensis*). These results suggest the use of certain taxa as good indicators of human impacts on sandy beaches ecosystems.

Keywords: sandy beaches; macroinfauna; human impact.

## I. Prefácio

O Brasil, ao longo de mais de 9000 km, apresenta uma costa formada por inúmeras reentrâncias caracterizadas principalmente pela presença de ecossistemas praias. Estes ecossistemas desempenham uma ampla gama de funções, sendo a mais básica, a manutenção e estabilidade da linha costeira (Hoefel, 1998; Reis *et al.*, 1999). Quando comparados a outros ecossistemas costeiros apresentam baixa diversidade biológica, e são tradicionalmente considerados pouco vulneráveis a alterações naturais e atividades antrópicas (Gheskiere *et al.*, 2005). Por outro lado, as praias arenosas possuem um importante papel sócio-econômico tendo em vista que muitas populações litorâneas dependem das atividades comerciais e recreativas proporcionadas por estes ambientes (De Ruyk *et al.*, 1995; Orams, 2003).

O crescimento demográfico nas zonas costeiras é constante e intenso, refletindo-se diretamente na ocupação e na multiplicação dos usos recreativos destas regiões. Nos últimos 50 anos fortes pressões antrópicas têm sido exercidas promovendo alterações consideráveis na zona costeira (Carter, 1988). Os ecossistemas praias não escapam a esta crescente pressão, sendo que uma variedade de fatores antrópicos tem impactado este ambiente em diferentes escalas temporais e espaciais (McLachlan e Brown, 2006). As perturbações relacionadas às interferências antrópicas variam de praia para praia, entretanto, estruturas ou atividades que impedem o transporte natural de sedimento (eólico e/ou marinho) ou alteram o balanço sedimentar comumente levam a sérios problemas de erosão (Muehe, 2001). Muitas praias também sofrem com interferências antrópicas diretas tais como o tráfego de veículos automotores, pisoteio e limpeza (Brown e McLachlan, 2002).

Técnicas de engorda (preenchimento artificial da praia), aplainamento (restauração de dunas através do transplante de areia da região inferior para a superior da praia), bem como a colocação de estruturas fixas, como píeres, paredes de concreto e molhes freqüentemente adotadas no combate à erosão da linha de costa têm causado sérios danos ecológicos aos sistemas praias (Brown e McLachlan, 2002; Defeo *et al.*, 2009). Os impactos decorrentes do processo de engorda ameaçam tanto as áreas de onde o sedimento foi extraído, quanto aquelas que o receberão, sendo que os efeitos podem ser diretos, como a mortalidade de organismos enterrados neste sedimento, ou indiretos, através da redução da disponibilidade de presas para as aves, por exemplo (Defeo *et al.*,



2009). Na Carolina do Norte (EUA), Peterson *et al.*, (2000) registraram redução nas densidades populacionais do bivalve *Donax* spp. (86 %) e do decapoda *Emerita talpoida* (99 %) em praias que sofreram processo de engorda. Ainda neste estudo, os autores verificaram que após o término do aplainamento de praias houve decréscimo de 55-65 % no número de tocas ativas do caranguejo *Ocypode quadrata* e de 37 % na densidade de *E. talpoida*.

O tráfego de veículos recreativos, considerada uma das atividades recreativas mais danosas, pode causar diferentes tipos e graus de impactos negativos nos ambientes praias (McLachlan e Brown, 2006). Impactos ambientais causados pelo tráfego de veículos são numerosos, e danos sobre a vegetação são os mais documentados. A intensa passagem de veículos pode afetar a vegetação natural de dunas diminuindo a cobertura vegetal e alterando a composição da comunidade (Hosier e Eaton, 1980; Rickard *et al.*, 1994). Essa atividade também altera as propriedades físicas e a estabilidade das dunas e praias (Anders e Leatherman, 1987; Kutiel *et al.*, 1999; Priskin, 2003). Além disso, muitos autores têm constatado diminuição no número de caranguejos do gênero *Ocypode* em diversas praias sujeitas ao tráfego de veículos (Steiner e Leatherman, 1981; Wolcott e Wolcott, 1984; Blankensteyn, 2006; Moss e McPhee, 2006; Neves e Benvenuti, 2006; Schlacher *et al.*, 2007).

O pisoteio associado às atividades recreativas (caminhar, correr, práticas de esportes na areia) também pode ter efeitos negativos nos sistemas de dunas, incluindo impactos diretos na vegetação e na fauna além dos impactos físicos sobre o substrato, os quais influenciam a umidade do solo, erosão e microorganismos (Liddle e Moore, 1974, Liddle e Greg-Smith, 1975). As primeiras investigações que objetivaram determinar os efeitos deste tipo de impacto sobre a macrofauna de praias geraram resultados contraditórios. Jaramillo *et al.*, (1996), na costa chilena, realizaram um estudo comparativo entre um local com livre acesso público e outro local onde houve a exclusão dos usuários e não encontraram efeitos negativos significativos sobre as espécies macrobentônicas. Por outro lado, Moffett *et al.*, (1998), através de uma abordagem experimental, observaram maior sensibilidade de misidáceos e juvenis de bivalves a elevadas intensidades de pisoteio. As atividades recreativas e o pisoteio têm sido indicados como os principais fatores responsáveis pelos declínios nas populações de anfípodas e até mesmo o desaparecimento desses organismos (Weslawski *et al.*,

2000, Fanini *et al.*, 2005; Veloso *et al.*, 2006; Ugolini *et al.*, 2008, Veloso *et al.*, 2008, Veloso *et al.*, 2009).

Outro tipo de prática muito comum em praias freqüentemente visitadas por turistas é a retirada de detritos de origem natural ou antrópica, depositados naturalmente pela maré na porção supralitoral (Dugan *et al.*, 2003; Davenport e Davenport, 2006). Nesta porção da praia há a formação de uma linha de deixa (*drift line*) composta por detritos de origem terrestre e marinha (algas, madeira, gramíneas, etc.), a qual suporta uma rica fauna de invertebrados (Llewellyn e Shackley, 1996). Populações de anfípodos terrestres da família Talitridae, as quais dependem da matéria orgânica da linha de detritos para sobreviverem, podem ser eliminadas após a retirada destes detritos, que, em algumas praias é realizada manualmente e em outras mecanicamente (Llewellyn e Shackley, 1996, Brown e MacLachlan, 2002; Fanini *et al.*, 2005). O deslocamento das máquinas pode ocasionar o esmagamento de invertebrados terrestres (insetos coleópteros das famílias Tenebrionidae e Staphylinidae) que habitam a coluna de sedimento abaixo da linha de detritos (Brown e MacLachlan, 2002).

O conhecimento e o registro dos padrões dos diversos usos das praias arenosas bem como os efeitos dessas atividades sobre a fauna desses ambientes são fundamentais para a elaboração de estratégias de manejo e conservação, de modo a promover experiências recreativas de qualidade e a utilização sustentável dos ecossistemas praias (De Ruyck *et al.*, 1997; Lercari e Defeo, 2003). Neste sentido, esta dissertação teve como principal objetivo contribuir para o conhecimento destes efeitos antrópicos sobre a macrofauna de praias arenosas oceânicas do litoral Atlântico Sul Ocidental. Para tanto, foram selecionadas duas praias, uma no Estado do Paraná e uma no Estado de Santa Catarina, as quais apresentam no mesmo arco praial, setores com distintos graus de urbanização e usos recreativos. Assim, o primeiro capítulo se propôs verificar os efeitos das atividades recreativas sobre a estrutura e composição da comunidade macrobentônica dessas praias em duas situações (verão e inverno) e o segundo, buscou estabelecer relações entre a abundância dos caranguejos *Ocypode quadrata* e as atividades recreativas.

## I.1 - Referências Bibliográficas

Anders, F.J. e Leatherman, S.P. 1987. Disturbance of beach sediment by off-road vehicles. *Environmental Geology and Water Science*, 9: 183–189.

Blankensteyn, A. 2006. O uso do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius) (Crustacea, Ocypodidae) como indicador de impactos antropogênicos em praias arenosas da Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23 (3): 870–876.

Brown, A.C. e McLachlan, A. 2002. Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29: 62–77.

Carter, R.W.G. 1988. *Coastal Environments: An introduction to physical, ecological and cultural systems of coastlines*. Academic Press Limited, London.

Davenport, J. e Davenport, J.L. 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 280–292.

De Ruyck, A.M.C., Soares, A.G., McLachlan, A. 1995. Factors influencing human beach choice on three south African Beaches: A multivariate Analysis. *GeoJournal*, 36 (4): 345–352.

De Ruyck, A.M.C, Soares, A.G, McLachlan, A. 1997. Human recreational patterns on beaches with different levels of development. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 52 (2): 257–276.

Defeo, O., McLachlan, A., Shoeman, D.S., Schlacher, A., Dugan, J., Jones, A., Lastra, M. e Scapini, F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81: 1–12.

Dugan, J.E, Hubbard, D.M., McCrary, M.D. e Pierson, M.O. 2003. The response of macrofauna communities and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 25–40.

Fanini, L., Cantarino, C.M. e Scapini, F. 2005. Relationships between the dynamics of two *Talitrus saltator* populations and the impacts of activities linked to tourism. *Oceanologia*, 47 (1): 93–112.

Gheskiere, T., Vincx, M., Weslawski, J.M., Scapini, F. e Degraer, S. 2005. Meiofauna as descriptor of tourism-induced changes at sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 60: 245–265.

Hoefel, F.G., 1998. Morfologia de praias arenosas oceânicas: uma revisão bibliográfica. Itajaí: Editora da Univali.

Hosier, P.E. e Eaton, T.E. 1980. The impact of vehicles on dune and grassland vegetation on a South- Eastern North-Carolina barrier beach. *Journal of Applied Ecology*, 17: 173–182.

Jaramillo, E., Contreras, H. e Quijón, P. 1996. Macroinfauna and human disturbance in a sandy beach of South-Central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 655–663.

Kutiel, P., Zhevelev, H. e Harrison, R. 1999. The effect of recreational impacts on soil and vegetation of stabilised coastal dunes in the Sharon Park, Israel. *Ocean and Coastal Management*, 42: 1041–1060.

Lercari, D. e Defeo, O. 2003. Variation of a sandy beach macrobenthic community along a human-induced environmental gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 17–24.

Liddle, M.J. e Grieg-Smith, P. 1975. A survey of tracks and paths in a sand dune ecosystem. II. Vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 12: 909–930.

Liddle, M.J. e Moore, K.G. 1974. The microclimate of sand dune tracks: the relative contribution of vegetation removal and soil compression. *Journal of Applied Ecology*, 12: 1057–1068.

Llewellyn, P.J. e Shackley, S.E. 1996. The effects of mechanical beach-cleaning on invertebrate populations. *British Wildlife*, 7: 147–155.

McLachlan, A. e Brown, A. 2006. *The Ecology of Sandy Shores*. 2 ed. New York: Academic Press.

Moffett, M.D., McLachlan, A., Winter, P.E.D. e De Ruyck, A.M.C. 1998. Impact of trampling on sandy beach macrofauna. *Journal of Coastal Conservation*, 4: 87–90.

Moss D. e McPhee D.P. 2006. The impacts of recreational four-wheel driving on the abundance of the ghost crab (*Ocypode cordimanus*) on subtropical beaches in SE Queensland. *Coastal Management*, 34: 133–140.

Muehe, D. 2001. Critérios morfodinâmicos para o estabelecimento de limites da orla costeira para fins de gerenciamento. *Revista Brasileira de Geomorfologia*, 2 (1): 35–44.

Neves, F.M. e Bemvenuti, C.E. 2006. The ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) as a potential indicator of anthropic impact along the Rio Grande do Sul coast, Brazil. *Biological Conservation*, 133: 43–435.

Orams, M.B. 2003. Sandy beaches as a tourism attraction: A management challenge for the 21<sup>st</sup> century. *Journal of Coastal Research*, 35: 74–84.

Peterson, C.H., Hickerson, D.H.M. e Johnson, G.G. 2000. Short-term consequences of nourishment and bulldozing on the dominant large invertebrates of a sandy beach. *Journal of Coastal Research*, 16: 368–378.

Priskin, J. 2003. Physical impacts of four-wheel drive related tourism and recreation in a semi-arid, natural environment. *Ocean and Coastal Management*, 46: 127–155.

Reis, E.G., Asmus, M.L., Castello, P.J. e Calliari, L.J. 1999. Building human capacity on coastal and ocean management: Implementing the Train – Sea – Coast Programme in Brazil. *Ocean e Coastal Management*, 42: 211–228.

Rickard, C.A., McLachlan, A. e Kerley, G.I.H. 1994. The effects of vehicular and pedestrian traffic on dune vegetation in South Africa. *Ocean and Coastal Management*, 23: 225–247.

Schlacher, T.A., Thompson, L. e Price, S. 2007. Vehicles versus conservation of invertebrates on sandy beaches: mortalities inflicted by off-road vehicles on ghost crabs. *Marine Ecology*, 28: 354–367.

Steiner, A.J. e Leatherman, S.P. 1981. Recreational impacts on the distribution of ghost crabs *Ocypode quadrata* Fab. *Biological Conservation*, 20: 111–122.

Ugolini, A., Ungherese, G., Somigli, S., Galanti, G., Baroni, D., Borghini, F., Cipriani, N., Nebbiai, M., Passaponti, M. e Focardi, S. 2008. The amphipod *Talitrus saltator* as a bioindicator of human trampling on sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 65: 349–357.

Veloso, V.G., Sallorenzo, I.A., Ferreira, B.C.A. e Souza, G.N. 2009. *Atlantorchestoidea brasiliensis* (crustacea: amphipoda) as an indicator of disturbance caused by urbanization of a beach ecosystem. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58 (1): 13–21.

Veloso, V.G., Neves, G., Lozano, M., Perez-Hurtado, A., Gago, C.G., Hortas, F. e Garcia, F. 2008. Responses of talitrid amphipods to a gradient of recreational pressure caused by beach urbanization. *Marine Ecology*, 29 (1): 126–133.

Veloso, V.G., Silva, E.S., Caetano, C.H.S. e Cardoso, R.S. 2006. Comparison between the macroinfauna of urbanized and protected beaches in Rio de Janeiro State, Brazil. *Biological Conservation*, 127: 510–515.

Weslawski, J.M., Stanek, A., Siewert, A. e Beer, N. 2000. The sandhopper *Talitrus saltator* (Montagu) on the Polish Baltic coast. Is it a victim of increased tourism?. *Oceanological Studies*, 29: 77–87.

Wolcott, T.G. e Wolcott, D.L. 1984. Impact of off-road vehicles on macroinvertebrates of a mid-Atlantic beach. *Biological Conservation*, 29 (3): 217–240.

## **II. Capítulo 1 - Alterações na composição e estrutura da macrofauna associadas as atividades recreativas**

### **II.1 – Introdução**

As praias arenosas oceânicas apresentam-se como sistemas transicionais entre o continente e o oceano, altamente dinâmicos e sensíveis, que constantemente ajustam-se às flutuações dos níveis de energia locais (Hoefel, 1998). São compostas por sedimentos inconsolidados submetidos aos movimentos constantes das ondas e representam um habitat fisicamente instável para os organismos residentes (Dugan *et al.*, 2000).

Estes ambientes são definidos fisicamente em termos de três variáveis principais: tamanho do grão de sedimento, ondas e regime de marés (Short, 1996). A interação entre estes três fatores gera uma gama de tipos morfodinâmicos de praias que variam de praias refletivas sob regime de micromarés (praias curtas com declividade acentuada) a praias dissipativas sob regime de macromarés (praias longas com declividade suave) (Short, 1999).

Apesar da aparência desértica das praias arenosas, as regiões entremarés fornecem habitats para diversas populações de bactérias, diatomáceas, poliquetas, moluscos, crustáceos entre outros. Estes organismos desempenham importantes papéis no funcionamento ecológico praial como produtores primários (diatomáceas), decompositores (bactérias), consumidores primários (bactérias heterotróficas, parte do meiobentos, organismos macrobentônicos suspensívoros e herbívoros) e consumidores secundários (outra parte do meiobentos, organismos macrobentônicos carnívoros) (Knox, 2000). Os predadores de topo nestes sistemas incluem principalmente peixes e aves, os quais se alimentam de todos os níveis tróficos desta cadeia alimentar (Dugan *et al.*, 2003). Desta forma, as praias arenosas são consideradas ecossistemas chave tanto para o mar quanto para o continente, pois atuam na transferência de energia entre estes ambientes (Gheskiere *et al.*, 2005).

Segundo Defeo *et al.*, (2009), a composição e abundância das comunidades macrobentônicas das praias arenosas são controladas primariamente pelo ambiente físico, clima de espraimento (*swash*) e condições do sedimento, sendo estes fatores mais severos em praias refletivas do que nas praias dissipativas. A Hipótese da Autoecologia (HA) (Noy-Meir, 1979) postula que em ambientes fisicamente controlados a



comunidade é pouco influenciada por relações interespecíficas, com cada espécie respondendo independentemente aos fatores físicos do ambiente. Desta forma, a diversidade ecológica, riqueza de espécies, abundância e biomassa das comunidades macrobentônicas apresentam um claro padrão, com tendência ao aumento destes parâmetros de condições refletivas em direção ao estágio dissipativo (McLachlan e Dorvlo, 2005; McLachlan e Brown, 2006). Mudanças na composição da macrofauna praial também são esperadas ao longo do gradiente de exposição, com crustáceos predominando em praias refletivas, enquanto que poliquetas, mais sensíveis a exposição às ondas e a sedimentos grosseiros, dominam na maioria das praias dissipativas (Defeo e McLachlan, 2005; McLachlan e Brown, 2006; Defeo *et al.*, 2009).

A partir dos trabalhos de Gomez e Defeo (1999) e Defeo *et al.*, (2001) foram propostas novas adições a HA (nível de comunidade), levando em consideração quatro predições em nível populacional (tamanho reprodutivo, fecundidade, taxas de crescimento e mortalidade). Os autores argumentaram que em condições severas (praias refletivas) os organismos devem gastar menos energia na reprodução e crescimento que para outros processos. Assim, as populações de praias refletivas devem ter: 1) baixa: abundância, tamanho individual, taxa de crescimento, longevidade, fecundidade e capacidade reprodutiva e 2) alta mortalidade.

Além dos fatores físicos, também existem fatores biológicos que estruturam as comunidades bentônicas de praias arenosas. De acordo com Dugan *et al.*, (2003) mudanças na disponibilidade e entrada de fitoplâncton e restos de macrófitas nos ambientes praias podem alterar tanto a estrutura da comunidade infaunal quanto o fluxo de energia para os consumidores e a disponibilidade de presas para níveis tróficos superiores. Em praias refletivas os efeitos das interações biológicas podem ser mascarados pelos fatores físicos, entretanto, em praias dissipativas estas interações (competição intra e interespecífica, predação) influenciam claramente a estruturação das comunidades (Defeo e McLachlan, 2005).

Historicamente, os estudos conduzidos em praias arenosas buscam associar variações espaciais e temporais que ocorrem nas comunidades e populações macrobentônicas com parâmetros ambientais e processos biológicos que ocorrem nesse ambiente (Souza e Gianuca, 1995; Borzone *et al.*, 1996; Borzone e Souza, 1997; Souza e Borzone, 2000; Barros *et al.*, 2001; Soares, 2003; Souza e Borzone, 2007, Alves e Pezzuto, 2009). Poucos trabalhos procuram avaliar as conseqüências dos distúrbios

antrópicos sobre os processos populacionais e de estrutura da comunidade em praias arenosas (Lercari e Defeo, 2003).

No Brasil, apesar de ainda existirem muitas praias desocupadas, a especulação imobiliária têm se intensificado nas últimas décadas, atingindo níveis alarmantes. Alguns trabalhos avaliando o impacto deste desenvolvimento desordenado sobre as espécies macrobentônicas já foram realizados, porém restringiram-se a algumas regiões.

Viana (2006) constatou o desaparecimento do anfípoda *Bathyporeiapus* sp. em uma praia urbanizada do Estado do Ceará quando comparado com uma praia pouco urbanizada. No Rio de Janeiro, Almeida (2005) observou menor número de espécies e abundância da macrofauna bentônica em praias com alto grau de urbanização. Impactos no tamanho populacional dos anfípodas talitrídeos *Atlantorchestoidea brasiliensis* e *Talitrus saltator* também foram relacionados ao elevado grau de urbanização e atividades recreativas (Veloso *et al.*, 2006; 2008; 2009).

O intenso tráfego de veículos registrado em algumas praias localizadas nas regiões sudeste e sul do Brasil (ES, SC e RS) tem causado a diminuição e até mesmo o desaparecimento de caranguejos *Ocypode quadrata* (Blankensteyn, 2006; Neves e Benvenuti, 2006; Araujo *et al.*, 2008). Além disso, na praia do Cassino (RS) Viana (2008) observou, através de uma abordagem experimental, maior estratificação e taxa de mortalidade do poliqueta *Euzonus furciferus* em resposta as atividades de pisoteio e tráfego de veículos.

Apesar do crescente interesse em abordar esse assunto, a grande maioria das investigações avalia apenas os efeitos dos distúrbios antrópicos a nível populacional, sendo evidente a necessidade de abordagens que considerem toda a comunidade macrobentônica. Adicionalmente, as interferências antrópicas devem ser analisadas com cautela, levando em conta as diferentes intensidades e freqüências do impacto além dos padrões de urbanização, os quais variam de local para local (Veloso *et al.*, 2008). Neste sentido faz-se necessária uma avaliação de tais impactos sobre a macrofauna bentônica do litoral paranaense e catarinense, haja vista a inexistência de trabalhos acerca deste tema na região.

## **II.2 – Hipóteses e Objetivos**

### **II.2.1 - Hipóteses**

- 1) Há maior abundância de banhistas, portanto alta atividade recreativa, no setor urbanizado do que no não urbanizado de ambas as praias;
- 2) O elevado grau de urbanização e atividades recreativas presente no setor urbanizado leva a um decréscimo na abundância e número total de espécies da macrofauna bentônica neste local nas duas praias estudadas;

### **II.2.2 - Objetivo Geral**

Avaliar as conseqüências das atividades recreativas sobre a macrofauna bentônica em duas praias arenosas: Balneário Shangri-lá (Pontal do Paraná, Paraná) e Balneário Barra do Sul (Santa Catarina), através da comparação de dois setores próximos de cada praia, um sem e outro com urbanização

### **II.2.3 – Objetivos Específicos**

- 1) Descrever os parâmetros ambientais dos setores (não urbanizado e urbanizado) de cada praia;
- 2) Comparar o grau de atividade recreativa entre o setor não urbanizado e urbanizado das praias através de censos da abundância de banhistas;
- 3) Comparar a composição, abundância e número total de espécies da macrofauna bentônica entre o setor não urbanizado e urbanizado de cada praia;

## II.3 - Metodologia

### II.3.1 – Área de Estudo

O estudo foi realizado em duas praias arenosas oceânicas localizadas no litoral sul do Brasil: Balneário Shangri-lá (Pontal do Paraná, Paraná) e Balneário Barra do Sul (Santa Catarina) (Figura 1). Estas praias foram selecionadas por apresentarem, no mesmo arco praial, um setor não urbanizado – NU, desprovido de infra-estrutura e outro urbanizado - U, o qual comporta maior infra-estrutura (casas, prédios e estacionamento próximos, guarita para salva-vidas na própria praia, vendedores ambulantes, lixeiras, etc).

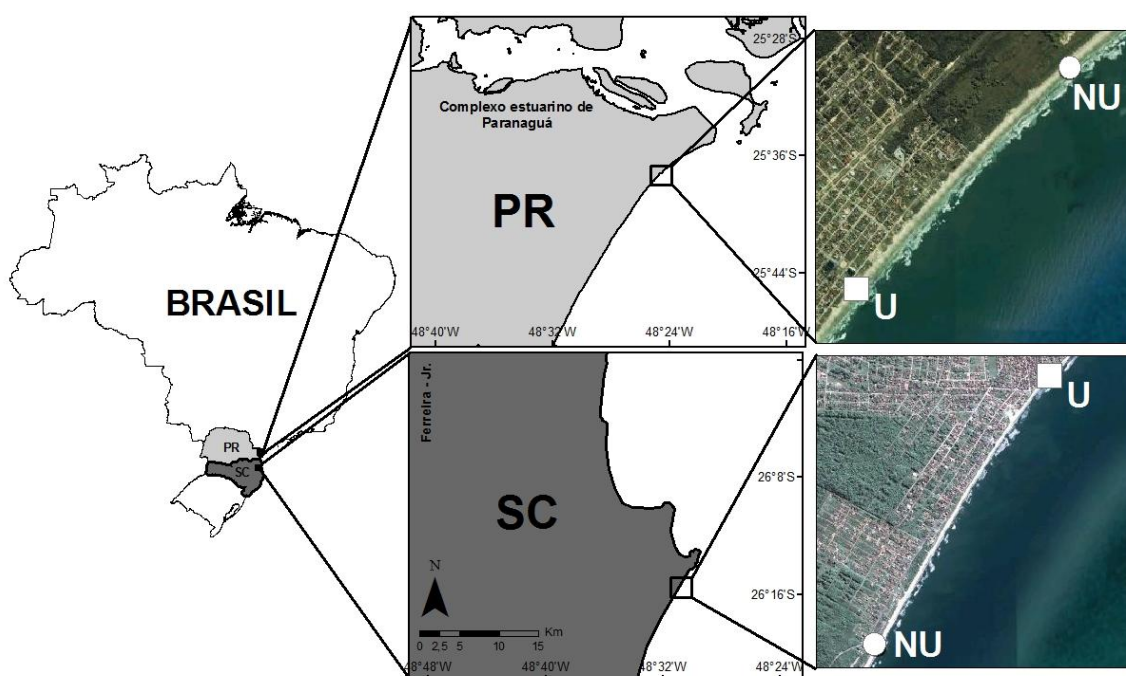


Figura 1 – Localização dos setores não urbanizado (NU) e urbanizado (U) das praias: Balneário Shangri-lá (PR) (acima) e Barra do Sul (SC) (abaixo).

No Balneário Shangri-lá (PR) os setores são separados por uma distância de aproximadamente 1,5 km. O setor não urbanizado ( $25^{\circ}S37'01''$ ,  $48^{\circ}W24'31''$ ) possui uma ampla faixa de vegetação de restinga, com cerca de 500 m (Figura 2A). Em contrapartida, no setor urbanizado ( $25^{\circ}S37'36''$ ,  $48^{\circ}W25'08''$ ), a faixa de vegetação de restinga é estreita (70 m), sendo que grande parte da vegetação natural foi substituída por jardins, calçadas e estacionamento (Figura 2B). Durante o período de alta

temporada, neste setor, há a realização da Operação “Viva o Verão”, iniciativa do Governo Estadual do Paraná que envolve instalação de tendas, atividades recreativas e limpeza da praia.

No Balneário Barra do Sul (SC) os setores distam 3 km. O setor não urbanizado ( $26^{\circ}29'4,04''$ ,  $48^{\circ}37'6,19''$ ) é composto por uma grande faixa de vegetação de restinga (90 m de largura) e dunas (Figura 3A). Por outro lado, o setor urbanizado ( $26^{\circ}S27'53,69''$ ,  $48^{\circ}W^{\circ}36'17,2''$ ) possui uma estreita faixa de vegetação (10 m de largura) e ausência de dunas, sendo estes ambientes naturais substituídos, em grande parte, por construções urbanas (Figura 3B).



Figura 2 – Balneário Shangri-lá. (A) setor não urbanizado (NU) e (B) setor urbanizado (U).



Figura 3 – Balneário Barra do Sul. (A) setor não urbanizado (NU) e (B) setor urbanizado (U).

### II.3.2. – Delineamento amostral

Como medida do grau de atividade recreativa dos setores (NU e U) foi realizada a contagem do número de banhistas presentes tanto no entremarés quanto na água, abrangendo uma faixa de 50 m de largura pela extensão total da praia. A contagem foi realizada a cada 30 min. durante 5 horas consecutivas (entre 9:00 e 14:00h) nas estações de verão (5 contagens) e inverno (4 contagens) em cada praia. Os dias de censos sempre corresponderam aos fins de semana de tempo bom (sábado e domingo).

As amostragens da macrofauna bentônica foram realizadas, em maré baixa de sizígia, no término de cada período de atividade recreativa (carnaval no verão e férias escolares no inverno) em ambos os setores das duas praias. As amostragens de verão foram realizadas durante os dias 25 e 26 de fevereiro (Shangri-lá) e 28 de fevereiro e 1º de março (Barra do Sul). No inverno as amostragens ocorreram nos dias 4 e 5 (Shangri-lá) e 7 e 8 de agosto de 2009 (Barra do Sul). Em cada setor foram estabelecidos aleatoriamente 6 transecções, ao longo de 50 m de extensão, perpendiculares a linha d'água; sendo que em cada transecção foram distribuídos, em desníveis eqüidistantes, 10 pontos entre a linha de detritos (ponto 1) e a linha d'água (ponto 10) (Figura 4).

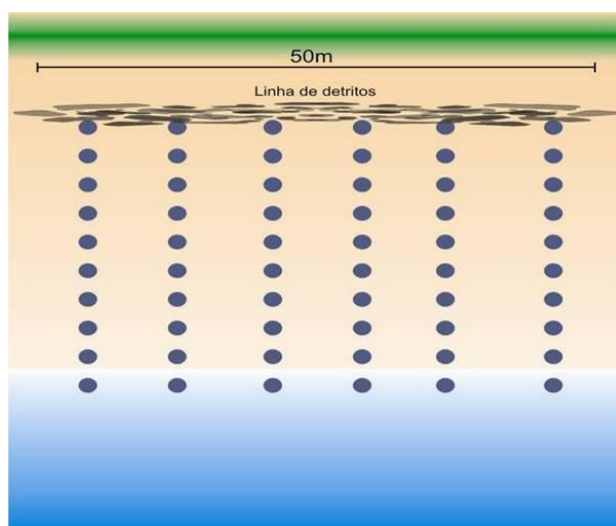


Figura 4 – Esquema do delineamento amostral exemplificando o número de transecções e níveis amostrais.

Em ambas as praias foi retirada uma amostra biológica em cada ponto, totalizando 60 amostras por setor, 120 amostras por estação e 240 amostras por praia.

As amostras foram coletadas com o auxílio de um amostrador cilíndrico com 0,05 m<sup>2</sup> de área, enterrado a uma profundidade de 20 cm. Sendo assim, este tipo de delineamento amostral possibilitou a coleta de organismos em uma área total de 3 m<sup>2</sup> por setor de cada praia em cada período amostral. De acordo com McLachlan e Brown (2006) se faz necessário, no mínimo, uma área de 3 m<sup>2</sup> para que a amostragem capture o máximo de espécies presentes em uma praia.

Ainda em campo, as amostras foram previamente peneiradas com uma malha de abertura de 500 µm. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos, fixadas com formalina a 10 % neutralizada e armazenadas. Posteriormente, em laboratório, as amostras foram triadas e os organismos foram identificados e contabilizados com o auxílio de microscópio estereoscópio e chaves taxonômicas específicas. Os organismos foram preservados em frascos com formalina a 10 % neutralizada,

Para a caracterização granulométrica dos setores de cada praia foi coletada uma amostra de sedimento em cada nível com a utilização de potes plásticos (300 ml) em apenas uma transecção. Para determinar o diâmetro dos grãos de areia, o sedimento foi passado por uma série de peneiras com intervalos de meio phi ( $\phi = -\log_2$  diâmetro mm) (Suguio, 1973). A partir dos dados de diâmetro do grão foram gerados todos os parâmetros estatísticos do sedimento (média, grau de seleção, assimetria e curtose) (Folk e Ward, 1957).

O teor de carbonato de cálcio (CaCO<sub>3</sub>) foi determinado após a queima de sub-amostras de sedimento (10 g) através de reações químicas com ácido clorídrico a 10 %, seguindo o método de Dean (1974).

Durante a amostragem da macrofauna bentônica, a declividade da praia foi mensurada em cada ponto entre a linha de detritos (ponto 1) e a linha d'água (ponto 10) com o auxílio de uma mira óptica. A largura da praia bem como a distância entre os 10 pontos também foram registradas. A altura das ondas foi estimada visualmente, sempre pelo mesmo observador, no momento imediatamente anterior à sua quebra (média de 5 estimativas). O período da onda foi estimado com auxílio de um cronômetro e correspondeu a 1/10 do tempo total transcorrido para a passagem de onze cristas consecutivas em um ponto fixo na zona de surfe.

Estas medidas subsidiaram, posteriormente, o cálculo do estado morfodinâmico:  $\Omega = H_b/W_s \cdot T$  onde,  $H_b$  é a altura da onda na arrebentação (cm),  $W_s$  a velocidade de decantação do sedimento (cm.s<sup>-1</sup>) e  $T$  o período da onda (s) (Dean, 1973). Este cálculo

foi aplicado para classificar as praias quanto ao seu estágio morfodinâmico, sendo que valores de  $\Omega > 5$  caracterizam as praias dissipativas, valores de  $\Omega < 2$  praias refletivas e as praias intermediárias ocorrem no intervalo de  $2 \leq \Omega \leq 5$  (Masselink e Short, 1993).

### II.3.3 – Análise de dados

Os dados do Balneário Shangri-lá e Balneário Barra do Sul foram analisados separadamente. Para comparar a abundância de banhistas entre os setores não urbanizado e urbanizado foi realizado o teste t de Student para cada estação de amostragem (verão e inverno) através do número médio de banhistas de todos os censos realizados em cada setor. A normalidade e a homocedasticidade dos dados foram averiguadas através dos testes de *Kolmogorov-Smirnov* e *Levene*, respectivamente. Quando estas premissas não foram atendidas, foi testada a seguinte ordem de transformação:  $\log(x+1)$  e raiz quadrada.

A fim de conhecer as relações dos parâmetros abióticos (descritores) com o grau de urbanização e atividades recreativas (i. e. setores não urbanizado e urbanizado) em cada estação, os valores padronizados de diâmetro médio do grão, grau de seleção e porcentagem de carbonato de cálcio (%  $\text{CaCO}_3$ ) do sedimento, altura das ondas (Hb), índice morfodinâmico ( $\hat{\Omega}$ ), declividade da praia (Beta) e abundância média de banhistas foram ordenados pela análise de componentes principais (ACP) (Valentin, 2000), a partir de uma matriz de variância-covariância centrada. Os parâmetros assimetria e curtose do sedimento e período das ondas não foram utilizados nesta análise, pois apresentaram alta colinearidade com outros parâmetros.

Previamente às análises dos dados bióticos, a abundância linear ( $\text{ind.m}^{-1}$ ) de cada espécie da macrofauna foi calculada para cada uma das 6 transecções. Segundo McLachlan e Brown (2006) as populações macrofaunais são altamente móveis e podem apresentar diferentes migrações (mareais, nictemerais, sazonais), sendo assim a distribuição das populações bem como suas densidades por metro quadrado podem variar drasticamente. Por esta razão, é comum integrar a abundância e/ou biomassa por um metro de largura da transecção da praia, considerando a distância entre o primeiro e o último nível amostrado.

A partir de critérios de constância (presente em mais de 6 amostras) e frequência relativa (>20 % do total de indivíduos amostrados) foram selecionadas as espécies mais



representativas da macrofauna bentônica. Para comparar os parâmetros bióticos (abundância linear total, número total de espécies e abundância linear das espécies representativas) entre os setores, foi aplicado o teste t de Student para cada estação separadamente. A normalidade e a homocedasticidade dos dados foram averiguadas através dos testes de *Kolmogorov-Smirnov* e *Levene*, respectivamente. Quando estas premissas não foram atendidas, foi testada a seguinte ordem de transformação: log (x+1) e raiz quadrada para reduzir a heterogeneidade dos dados.

Para comparar a composição da macrofauna entre setores foi construída uma matriz com os dados de abundância linear das espécies representativas para cada período amostral (verão e inverno). Essa matriz de dados biológicos foi classificada (Cluster) e ordenada (nMDS) utilizando-se o índice de similaridade de Bray-Curtis (Clarke e Warwick, 1994). O teste PERMANOVA foi realizado com o objetivo de testar possíveis diferenças nas composições faunísticas entre os setores observadas nas análises multivariadas exploratórias (Cluster e nMDS). Esta análise é considerada uma ferramenta eficiente para se testar respostas simultâneas de uma ou mais variáveis dependentes a um ou mais fatores, de um desenho amostral ANOVA ( $n$  observações e  $r$  réplicas) (Anderson, 2005). Quando diferenças estatísticas entre os setores foram detectadas na PERMANOVA, a porcentagem de contribuição de cada espécie para a dissimilaridade entre os agrupamentos de cada setor foi identificada através da análise SIMPER (Clarke e Warwick, 1994).

## II.4 – Resultados

### II.4.1 – Ambiente praial

No Balneário Shangri-lá os setores apresentaram perfil topográfico suave em ambas as estações (Figura 5A). A largura da faixa de areia entremarés, no verão, variou de 59 m (setor NU) a 74 m (setor U) e no inverno de 78 m (U) a 109 m (NU).

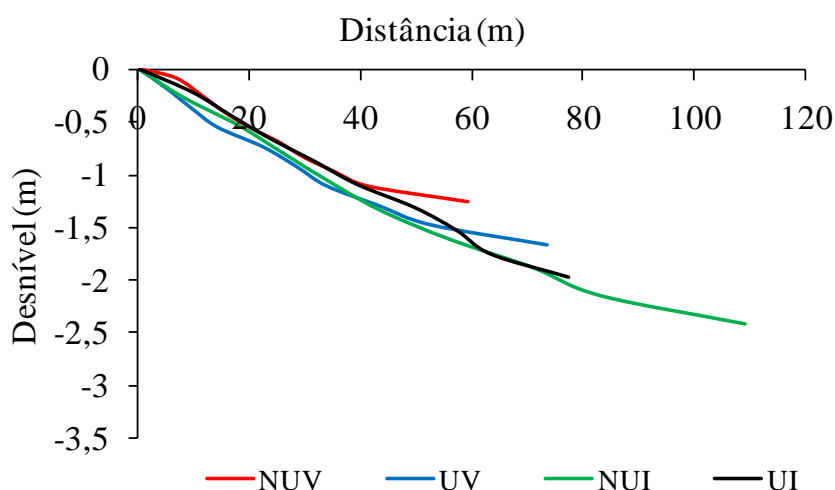


Figura 5 – Perfil praial do Balneário Shangri-lá: setor não urbanizado verão (**NUV**); setor urbanizado verão (**UV**); setor não urbanizado inverno (**NUI**); setor urbanizado inverno (**UI**).

O sedimento dos setores foi composto por areia fina (2 - 3 phi), tanto no verão quanto no inverno. Os grãos de areia das porções superior e intermediária da praia (pontos amostrais 1-6) foram menores que os da porção inferior (pontos amostrais 7-10), principalmente no setor urbanizado no verão (Figura 6A).

Os grãos de sedimento dos setores foram classificados como bem selecionados (0,35 a 0,5 phi) no verão, entretanto, apresentaram seleção moderada nos pontos intermediários e inferiores do setor não urbanizado e nos inferiores do setor urbanizado na estação de inverno (Figura 6B).

A assimetria do sedimento foi aproximadamente simétrica (-0,1 a 0,1 phi) em ambos os setores e estações, exceto em alguns pontos superiores, os quais apresentaram assimetria negativa (Figura 6C).

A distribuição dos grãos de sedimento, durante o verão, no setor não urbanizado foi platicúrtica (0,67 a 0,9 phi) nos pontos 1-5 e mesocúrtica (0,9 a 1,11 phi) ao longo dos pontos 6-10, já no setor urbanizado a distribuição foi predominantemente mesocúrtica. No inverno, a distribuição do sedimento foi mesocúrtica em ambos os setores (Figura 6D). A porcentagem de  $\text{CaCO}_3$  presente no sedimento dos setores foi baixa tanto no verão quanto no inverno, com exceção dos pontos 1 e 10 do setor urbanizado de inverno que apresentam alta porcentagem de  $\text{CaCO}_3$  (Figura 6E).

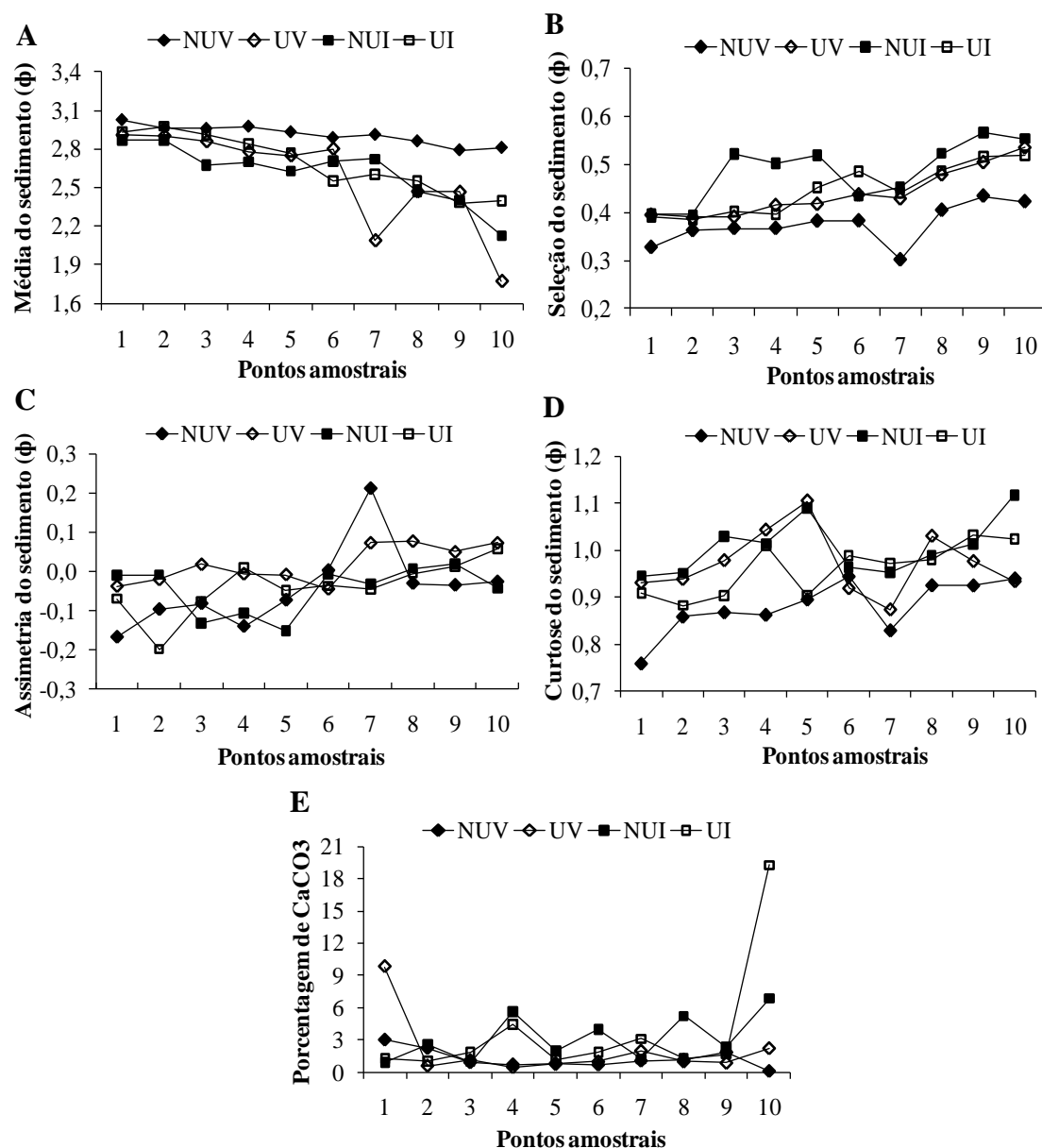


Figura 6 – Variação dos parâmetros estatísticos do sedimento ao longo dos pontos amostrais dos setores do Balneário Shangri-lá (NUV – não urbanizado verão; UV – urbanizado verão; NUI – não urbanizado inverno; UI – urbanizado inverno): **A)** média; **B)** seleção; **C)** assimetria; **D)** curtose e **E)** porcentagem de carbonato de cálcio -  $\text{CaCO}_3$ .

Nas amostragens de verão, em ambos os setores, foram registradas ondas menores com períodos curtos e, no inverno, ondas maiores com períodos mais longos (Tabela 2). O parâmetro adimensional  $\Omega$  foi maior que 6 nos dois setores em ambas as estações, caracterizando um estágio morfodinâmico dissipativo (Tabela 1).

Tabela 1 – Parâmetros morfodinâmicos (**Hb**= altura da onda; **T**= período das ondas; **DM**= diâmetro médio dos grãos de sedimento; **Ws**= velocidade de decantação do sedimento) e o valor do cálculo do  $\Omega$  dos setores **NU** (não urbanizado) e **U** (urbanizado) do Balneário Shangri-lá nas estações de verão (**V**) e inverno (**I**).

<b>Setor</b>	<b>Estação</b>	<b>Hb (cm)</b>	<b>T (s)</b>	<b>DM (micras)</b>	<b>Ws (cm/s<sup>-1</sup>)</b>	<b><math>\Omega</math></b>
<b>NU</b>	<b>V</b>	110	10	133,97	1,393	7,89
	<b>I</b>	150	11	164,94	1,906	7,15
<b>U</b>	<b>V</b>	110	9	164,94	1,906	6,41
	<b>I</b>	180	11	153,89	1,723	9,49

Houve diferença altamente significativa na abundância média de banhistas entre os setores na estação de verão ( $t = -13,62$ ;  $p = <0,0001$ ), sendo que o setor não urbanizado apresentou os menores valores em todos os censos (dias) e o urbanizado os maiores (Figura 7). No setor não urbanizado, o número de banhistas variou de 0 a 9 entre os intervalos de contagem durante os censos. Já no setor urbanizado foi observado um padrão no número de banhistas em todos os censos, com valores mínimos ocorrendo nos intervalos iniciais e finais de contagem e um pico de banhistas (máximo de 370 pessoas) entre às 10:30 e 13:00h (Tabela 2). A partir das abundâncias médias de banhistas os setores puderam ser considerados como locais de baixa e alta atividade recreativa, respectivamente.

Nos censos realizados durante o inverno não houve diferença na abundância média de banhistas entre os setores ( $t = -2,27$ ;  $p = 0,0638$ ) (Figura 8), sendo que o número de banhistas foi baixo tanto no setor não urbanizado quanto no urbanizado (Tabela 3), mostrando assim baixa atividade recreativa durante esta estação.

Tabela 2 – Número de banhistas em cada intervalo de contagem (30 min.), durante os 5 dias de censos realizados nos setores não urbanizado (NU) e urbanizado (U) no Balneário de Shangri-lá na estação de verão.

Horário	11/01/2009		24/01/2009		25/01/2009		07/02/2009		08/02/2009	
	NU	U	NU	U	NU	U	NU	U	NU	U
09:00	1	15	4	53	0	60	0	39	0	81
09:30	1	16	3	115	0	140	0	76	3	131
10:00	3	32	7	209	3	185	0	125	0	228
10:30	0	44	8	347	3	297	0	150	0	250
11:00	4	129	5	295	0	370	3	180	0	277
11:30	5	159	8	322	1	221	3	199	0	315
12:00	5	211	3	250	0	172	0	152	1	238
12:30	9	212	3	143	0	161	0	106	1	232
13:00	5	233	8	97	0	137	0	72	0	145
13:30	1	137	2	73	2	132	0	71	1	92
14:00	4	175	0	70	0	90	0	70	0	81

**Abundância média ( $\pm$ EP)** 3,4 $\pm$ 0,8 123,9 $\pm$ 25,2 4,6 $\pm$ 0,8 179,4 $\pm$ 32,9 0,8 $\pm$ 0,4 178,6 $\pm$ 27,0 0,5 $\pm$ 0,4 112,7 $\pm$ 15,7 0,5 $\pm$ 0,3 188,2 $\pm$ 25,4

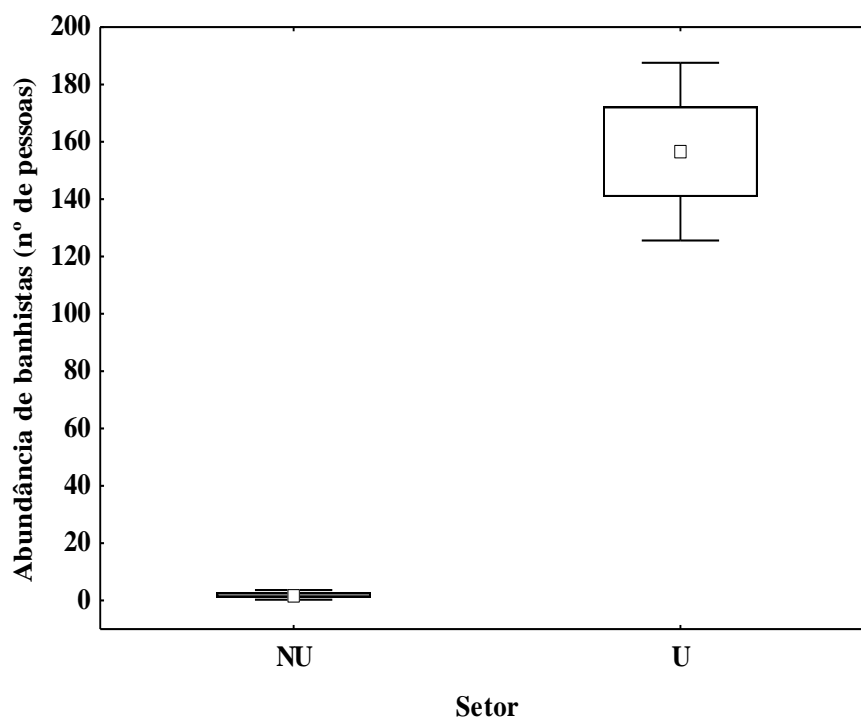


Figura 7 – Abundância média de banhistas ( $\pm$  Erro e Desvio Padrão) em cada setor (NU - não urbanizado e U – urbanizado) registrada no Balneário Shangri-lá durante a amostragem de verão.

Tabela 3 – Número de banhistas em cada intervalo de contagem (30 min.), durante os 4 dias de censos realizados nos setores não urbanizado (NU) e urbanizado (U) no Balneário Shangri-lá na estação de inverno.

Horário	18/07/2009		19/07/2009		01/08/2009		02/08/2009	
	NU	U	NU	U	NU	U	NU	U
09:00	0	0	0	0	0	0	0	0
09:30	0	2	0	5	0	0	0	0
10:00	0	2	0	14	0	0	0	0
10:30	0	0	0	10	0	0	0	4
11:00	0	2	2	21	0	0	0	1
11:30	0	4	0	19	0	0	1	4
12:00	0	8	0	7	0	0	0	1
12:30	0	4	0	11	0	0	0	4
13:00	0	2	1	9	0	0	0	5
13:30	0	1	0	3	0	0	0	5
14:00	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Abundância média (<math>\pm</math>EP)</b>	0	2,3 $\pm$ 0,7	0,3 $\pm$ 0,2	9,0 $\pm$ 2,1	0	0	0,1 $\pm$ 0,1	2,2 $\pm$ 0,7

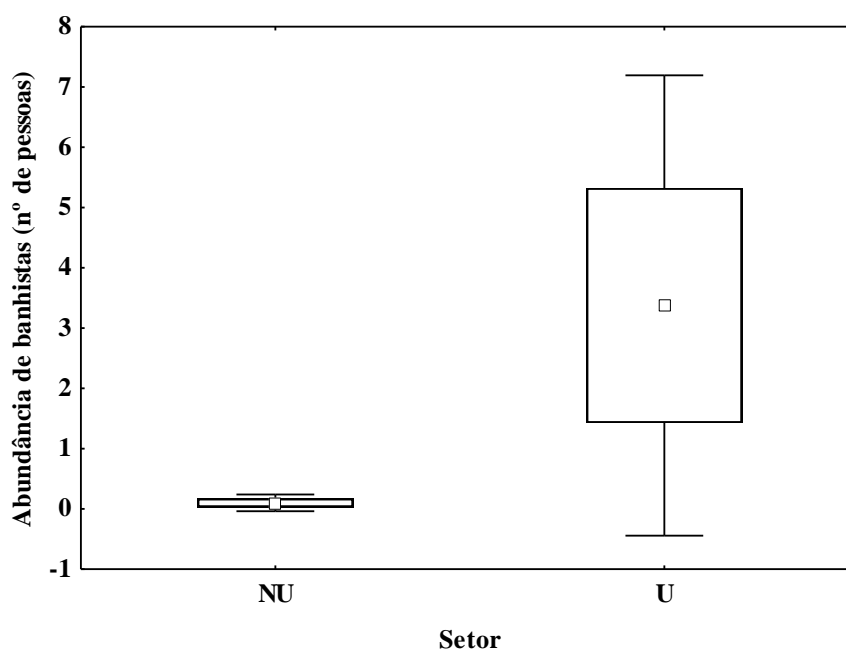


Figura 8 – Abundância média de banhistas ( $\pm$  Erro e Desvio Padrão) em cada setor (NU - não urbanizado e U – urbanizado) registrada no Balneário Shangri-lá durante a amostragem de inverno.

No Balneário Barra do Sul o perfil topográfico dos setores apresentou inclinação acentuada, sendo estreita a largura da faixa de areia do entremarés em ambas as estações. No verão a largura oscilou entre 23 m (NU) e 40 m (U) e no inverno entre 33 m (NU) e 28m (U) (Figura 9).

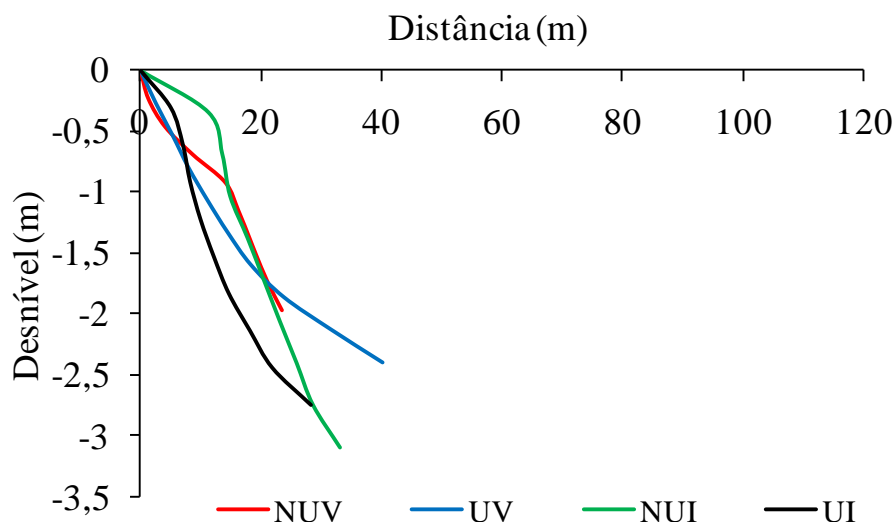


Figura 9 – Perfil praiado do Balneário Barra do Sul: setor não urbanizado verão (**NUV**); setor urbanizado verão (**UV**); setor não urbanizado inverno (**NUI**); setor urbanizado inverno (**UI**).

O sedimento foi composto por grãos de areia média (1 a 2 phi) nos dois setores. Entretanto, durante a amostragem de verão, no setor urbanizado foi detectada a presença de sedimento com grãos menores (1,4 – 1,9 phi) ao longo de todo o perfil (Figura 10A). O grau de seleção do grão, no verão, foi considerado moderado (0,5 a 1,0 phi) no setor não urbanizado e moderado/bom no urbanizado. Já na estação de inverno, a maioria dos pontos apresentou seleção moderada de grãos em ambos os setores (Figura 10B).

A assimetria do sedimento foi classificada como positiva (0,1 a 0,3 phi) no setor não urbanizado e aproximadamente simétrica a positiva no setor urbanizado nas duas estações (Figura 10C). Em geral, a curtose do sedimento variou entre mesocúrtica e platicúrtica (0,67 a 1,11 phi) em ambos os setores e estações (Figura 10D). A porcentagem de  $\text{CaCO}_3$  foi baixa em ambos os setores nas duas estações de amostragem, com exceção de alguns pontos superiores (1, 2 e 4) do setor urbanizado no inverno que apresentaram porcentagens maiores (Figura 10E).

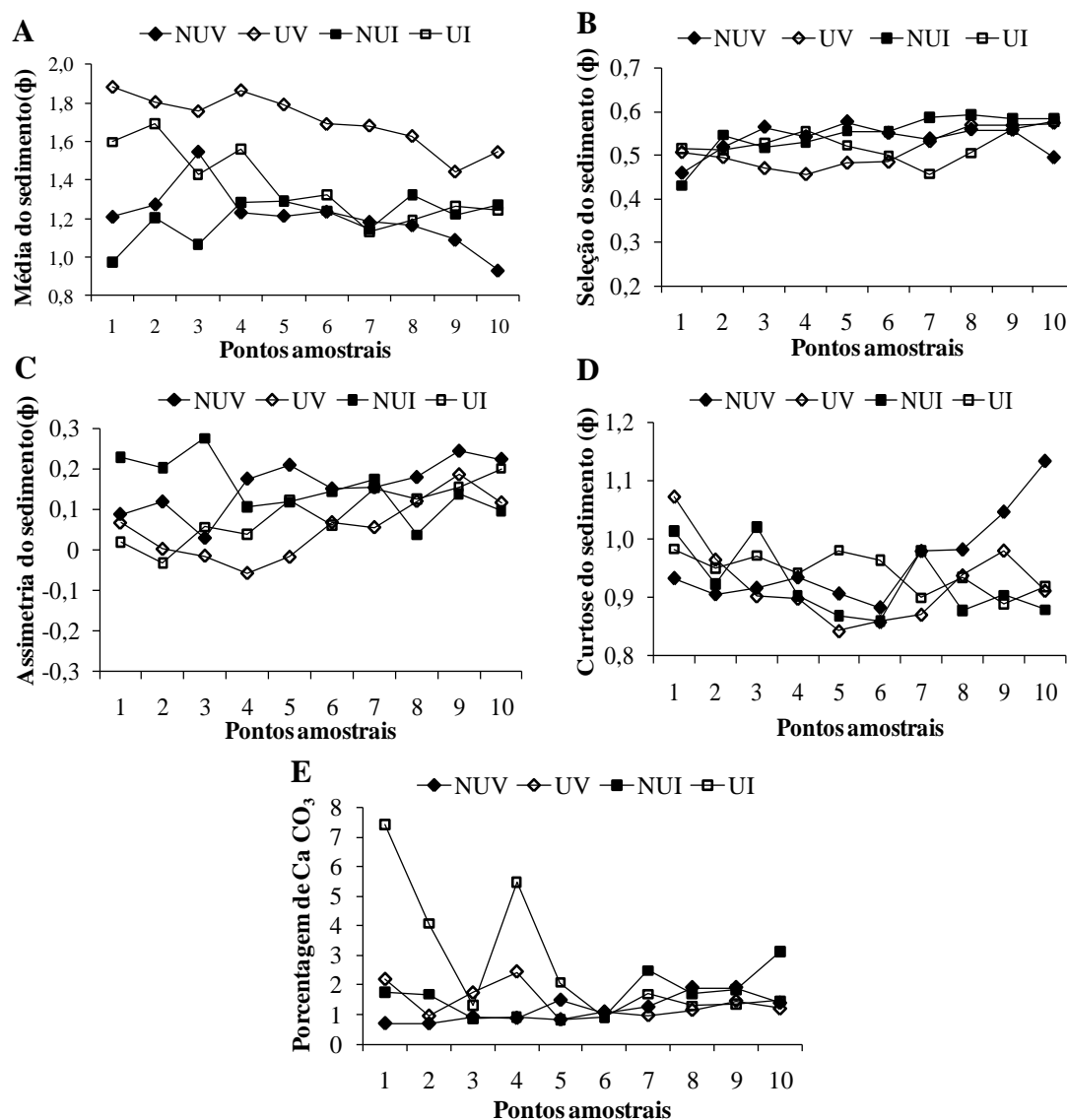


Figura 10 – Variação dos parâmetros estatísticos do sedimento ao longo dos pontos amostrais dos setores do Balneário Barra do Sul (NUV – não urbanizado verão; UV – urbanizado verão; NUI – não urbanizado inverno; UI – urbanizado inverno): **A)** média; **B)** seleção; **C)** assimetria; **D)** curtose e **E)** porcentagem de carbonato de cálcio -  $\text{CaCO}_3$ .

No verão, os setores apresentaram valores de altura e período das ondas maiores do que os valores registrados na estação de inverno (Tabela 4). Entretanto os setores diferiram com relação ao estágio morfodinâmico. Em ambas estações o setor não urbanizado foi classificado como refletivo, porém o setor urbanizado apresentou morfodinamismo intermediário (Tabela 4).



Tabela 4 – Parâmetros morfodinâmicos (**Hb**= altura da onda; **T**= período das ondas; **DM**= diâmetro médio dos grãos de sedimento; **Ws**= velocidade de decantação do sedimento) e o valor do cálculo do ômega ( $\Omega$ ) dos setores **NU** (não urbanizado) e **U** (urbanizado) do Balneário Barra do Sul nas estações de verão (**V**) e inverno (**I**).

Setor	Estação	Hb (cm)	T (s)	DM (micras)	Ws (cm/s <sup>-1</sup> )	$\Omega$
NU	V	110	11	435,28	6,384	1,57
	I	70	8	435,28	6,384	1,37
U	V	120	11	307,79	4,273	2,55
	I	100	7	378,93	5,451	2,48

A diferença na abundância média de banhistas entre os setores foi altamente significativa durante o verão ( $t = -5,85$ ;  $p = 0,0004$ ) (Figura 11). O setor não urbanizado apresentou menores abundâncias médias de banhistas (mínima: 0,4 e máxima: 4,6) do que o setor urbanizado (mínima: 12,9 e máxima: 83,5) (Tabela 5). Sendo assim, esses valores podem indicar que os setores apresentam baixa e alta atividade recreativa, respectivamente. No setor urbanizado a maior concentração de banhistas ocorreu durante o período das 10:00 as 11:00h, alcançando um máximo de 218 banhistas (Tabela 5). Nos censos de inverno não foram encontradas diferenças significativas na abundância média de banhistas entre os setores ( $t = -0,04$ ;  $p = 0,9683$ ) (Figura 12). Nesta estação, ambos os setores apresentaram baixo número de banhistas (Tabela 6), indicando baixa atividade recreativa nestes locais.

Tabela 5 – Número de banhistas em cada intervalo de contagem (30 min.), durante os 5 dias de censos realizados nos setores não urbanizado (**NU**) e urbanizado (**U**) no Balneário Barra do Sul estação de verão.

Horário	31/01/2009		1º/2/2009		14/02/2009		21/02/2009		22/02/2009	
	NU	U	NU	U	NU	U	NU	U	NU	U
09:00	0	40	3	79	3	11	2	31	13	121
09:30	0	45	11	127	5	14	2	51	15	130
10:00	0	103	9	218	10	23	0	79	7	164
10:30	10	134	9	210	2	37	0	45	5	100
11:00	2	73	7	142	3	21	0	53	6	105
11:30	2	16	8	111	4	19	0	15	4	29
12:00	0	16	3	13	4	10	0	5	0	25
12:30	1	6	0	8	0	3	0	0	0	13
13:00	0	6	0	3	2	0	0	0	0	4
13:30	0	0	0	4	0	2	0	0	0	10
14:00	0	0	0	4	0	2	0	5	0	10
<b>Abundância média (<math>\pm</math>EP)</b>	1,4 $\pm$ 0,9	39,9 $\pm$ 13,7	4,6 $\pm$ 1,3	83,5 $\pm$ 25,2	3,0 $\pm$ 2,9	12,9 $\pm$ 3,0	0,4 $\pm$ 0,2	25,8 $\pm$ 8,3	4,5 $\pm$ 1,6	64,6 $\pm$ 17,9

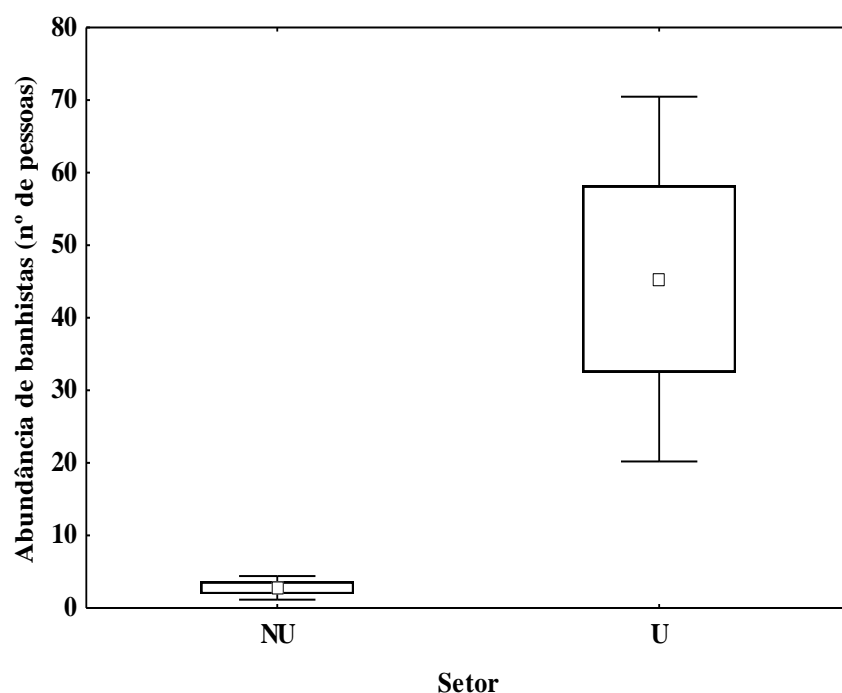


Figura 11 – Abundância média ( $\pm$ Erro e Desvio Padrão) de banhistas em cada setor (NU - não urbanizado e U – urbanizado) registrada no Balneário Barra do Sul durante a amostragem de verão.

Tabela 6 – Número de banhistas em cada intervalo de contagem (30 min.), durante os 4 dias de censos realizados nos setores não urbanizado (NU) e urbanizado (U) no Balneário Barra do Sul estação de inverno.

Horário	11/07/2009		12/07/2009		25/07/2009		26/07/2009	
	NU	U	NU	U	NU	U	NU	U
09:00	0	1	4	0	0	0	0	0
09:30	0	0	3	4	0	0	0	0
10:00	0	0	3	2	0	3	0	0
10:30	0	0	0	3	0	0	0	0
11:00	0	0	2	3	0	0	2	2
11:30	0	0	4	0	3	0	0	0
12:00	0	0	0	7	0	0	0	0
12:30	0	0	4	0	0	0	2	0
13:00	0	0	0	0	0	0	0	0
13:30	0	0	0	3	0	0	0	0
14:00	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>Abundância média (<math>\pm</math>EP)</b>	0	0,1 $\pm$ 0,1	1,8 $\pm$ 0,5	2,0 $\pm$ 0,7	0,3 $\pm$ 0,3	0,3 $\pm$ 0,3	0,4 $\pm$ 0,2	0,2 $\pm$ 0,2

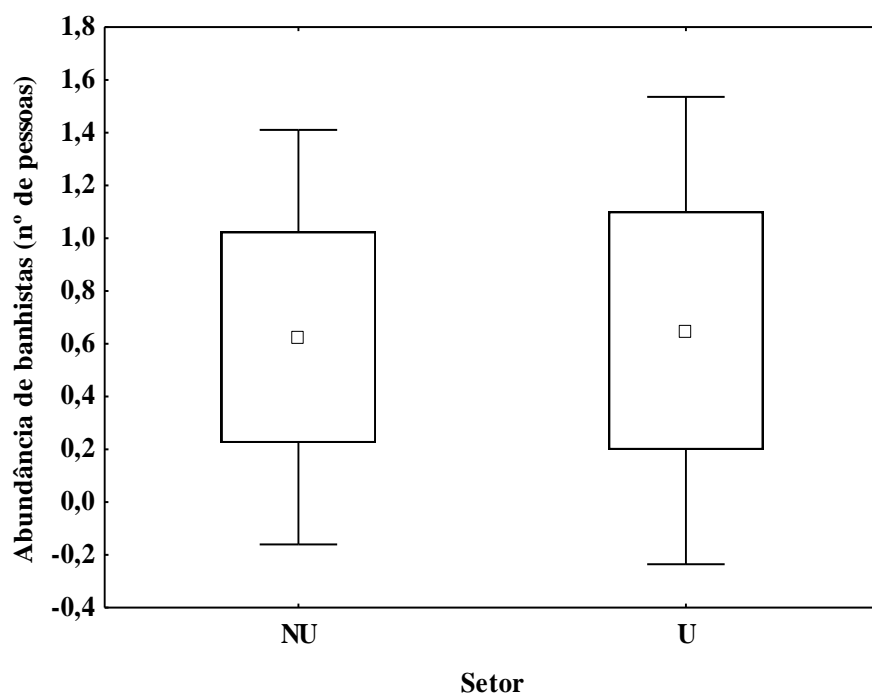


Figura 12 – Abundância média ( $\pm$ Erro e Desvio Padrão) de banhistas em cada setor (NU - não urbanizado e U – urbanizado) registrada no Balneário Barra do Sul durante a amostragem de inverno.

A análise de componentes principais mostrou que 84 % da variância total dos dados foi explicada pelas duas primeiras componentes (Tabela 7). A primeira componente explicou 63,3 % da variância total dos dados, sendo o seu plano positivo associado aos parâmetros  $\omega$  (estágio morfodinâmico) e média do sedimento, enquanto que seleção do sedimento e beta (declividade da praia) foram relacionadas ao plano negativo. Já a segunda componente apresentou 20,7 % de variância total, com a altura da onda (Hb) e porcentagem de carbonato de cálcio (%  $\text{CaCO}_3$ ) projetadas no plano positivo e a abundância média de banhistas no plano negativo (Figura 13).

Tabela 7 – Autovalores e variância total e acumulada das quatro componentes principais gerados pela Análise de Componentes Principais (ACP).

	Componente 1	Componente 2	Componente 3	Componente 4
<b>Autovalores</b>	4,4	1,5	0,7	0,4
<b>Porcentagem de variância</b>	63,3	20,7	9,3	5,1
<b>Porcentagem de variância acumulada</b>	63,3	84,0	93,4	98,5

Os setores do Balneário Shangri-lá de ambas as estações foram localizados no plano positivo da primeira componente, sendo que os setores de verão (SNUV e SUV) foram relacionados com altos valores de média do sedimento, enquanto que os setores de inverno (SNUI e SUI) associados a altos valores do parâmetro ômega. Além disso, os setores de verão ficaram projetados na porção negativa da segunda componente, relacionando estes locais à maior presença de banhistas. No plano positivo da segunda componente os setores de inverno mostraram sua relação com maiores valores de altura das ondas (Hb) e porcentagem de carbonato de cálcio (Figura 13).

No Balneário Barra do Sul, os setores de verão e inverno da Barra do Sul ficaram projetados no plano negativo da primeira componente. Os setores não urbanizado e urbanizado inverno (BNUI e BUI) e o não urbanizado de verão (BNUV) foram mais correlacionados com baixa seleção do sedimento e alta declividade da praia. Em contrapartida, o setor urbanizado de verão (BUV) ficou localizado na porção negativa da segunda componente, principalmente pela maior presença de banhistas (Figura 13).

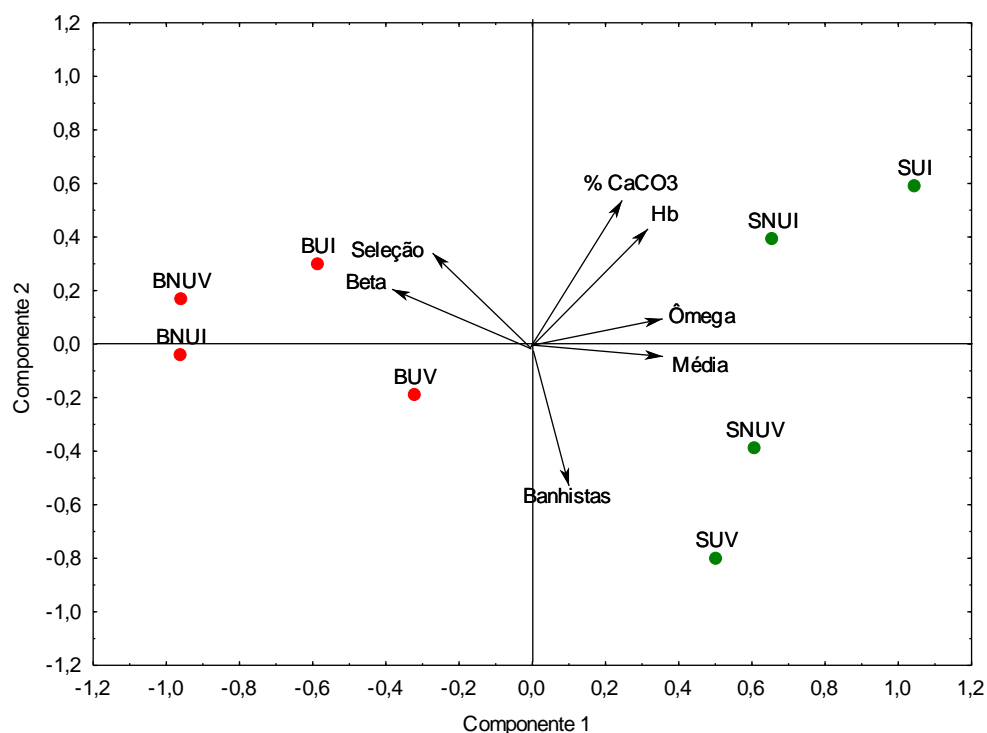


Figura 13 – Representação gráfica das duas componentes principais obtida pela Análise de Componentes Principais (ACP). Os símbolos em vermelho representam os setores não urbanizado e urbanizado de Balneário Shangri-lá no verão e inverno (**SNUV**, **SUV**, **SNUI**, **SUI**) e os símbolos em verde os setores de Balneário Barra do Sul em ambas as estações (**BNUV**, **BUV**, **BNUI**, **BUI**). As setas representam os vetores dos parâmetros abióticos: seleção e média do sedimento (expressados em escala phi), porcentagem de carbonato de cálcio (% CaCO<sub>3</sub>), declividade da praia (Beta), altura da onda (Hb), estágio morfodinâmico da praia (Ômega), abundância de banhistas.

## II.4.2 - Macrofauna bentônica

No Balneário Shangri-lá foram coletados 21.056 indivíduos pertencentes a 21 táxons (Anexo 1). Em termos de abundância total o grupo taxonômico dominante foi o dos poliquetas (82,4 %), seguido dos crustáceos (12,9 %), moluscos (4 %) e insetos (0,7 %). Entretanto, com relação ao número total de espécies o grupo mais representativo foi o dos crustáceos (52,4 %), seguido pelos poliquetas (23,8 %), moluscos (14,3 %) e insetos (9,5 %).

Os valores médios de abundância total e o número total de espécies da macrofauna bentônica foram significativamente maiores no setor não urbanizado do que no urbanizado somente no período de verão. Entretanto, na estação de inverno, essas variáveis bióticas não apresentaram diferenças significativas entre os setores (Tabela 9).

O poliqueta *Scolecipis goodybodyi* foi a espécie numericamente dominante tanto no setor não urbanizado (57,6 %) quanto no urbanizado (65,7 %) da amostragem de verão. *Excirrolana armata*, *Euzonus furciferus* e *Tholozodium rhombofrontalis* também foram bem representados no setor não urbanizado, já no setor urbanizado o anfípoda *Phoxocephalopsis* sp. juntamente com *E. armata* e *E. furciferus* foram os mais comumente representados após *S. goodybodyi*. No inverno, os poliquetas *S. goodybodyi* e *E. furciferus* representaram cerca de 89,2 % da abundância total encontrada no setor não urbanizado, enquanto que, no setor urbanizado, *S. goodybodyi* e o bivalve *Donax hanleyanus* corresponderam a 86,2 % (Figura 14).

Na amostragem de verão os táxons *D. hanleyanus*, *E. furciferus*, *E. armata*, Insecta não identificado (larva), *Phoxocephalopsis* sp. e *T. rhombofrontalis* apresentaram diferenças na sua distribuição entre os setores com valores médios de abundância linear significativamente maiores no setor não urbanizado quando comparado com o urbanizado. *S. goodybodyi* também apresentou diferença quanto a sua abundância entre os setores, entretanto, apresentou padrão inverso ao das demais espécies, sendo significativamente mais abundante no setor urbanizado. O inseto *Bledius bonariensis* só esteve presente no setor não urbanizado, ao passo que *Hemipodus olivieri* foi encontrado somente no setor urbanizado (Tabela 8).

Com relação a amostragem de inverno foram detectadas diferenças significativas entre os setores não urbanizado e urbanizado nas abundâncias de 6 espécies, sendo que *Bathyporeiapus* sp., *D. gemmula*, *E. furciferus* e *Phoxocephalopsis* sp. foram

significativamente mais abundantes no setor não urbanizado, enquanto que, *B. bonariensis* e *D. hanleyanus* foram significativamente mais abundantes no setor urbanizado. As análises referentes às comparações das abundâncias das demais espécies não foram significativas (Tabela 8).

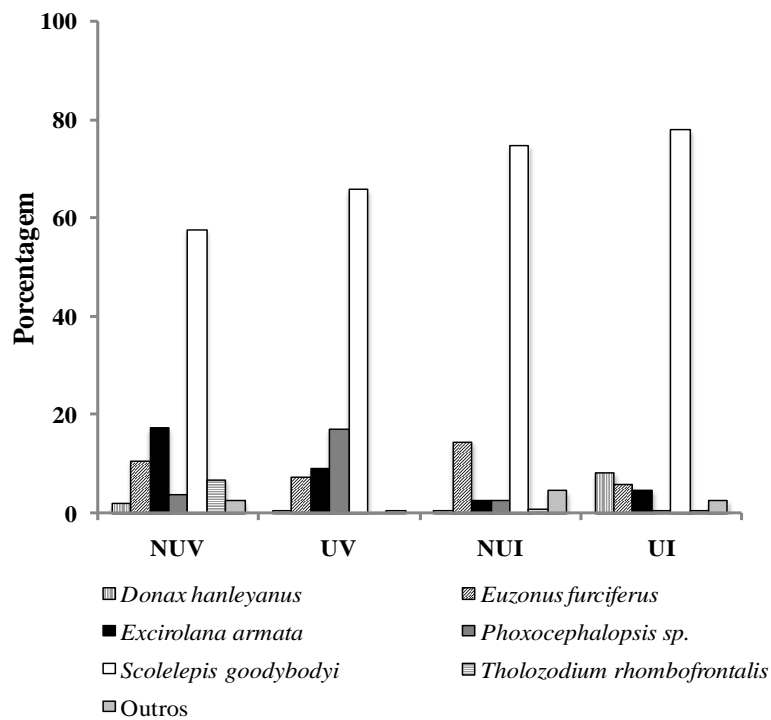


Figura 14 – Porcentagem de representação relativa das espécies mais abundantes nos setores amostrados do Balneário Shangri-lá durante as estações de verão e inverno: **NUV** (não urbanizado verão), **UV** (urbanizado verão), **NUI** (não urbanizado inverno), **UI** (urbanizado inverno).

Tabela 8 – Valores médios de abundância linear ( $\pm$ Erro Padrão) e sumário dos resultados do teste-t (Student) realizado para comparar a abundância da macrofauna total e das espécies selecionadas e o número total de espécies entre os setores não urbanizado (NU) e urbanizado (U) do Balneário Shangri-lá obtidos nas amostragens de verão e inverno. Valores de  $p$ : \* $<0,05$ ; \*\* $<0,01$ ; \*\*\* $<0,001$ .

Táxons	NU	U	$t$
<b>Verão</b>			
<i>Bathyporeiapus</i> sp.	116,0 $\pm$ 52,5	35,0 $\pm$ 35,0	ns
<i>Bledius bonariensis</i>	885,7 $\pm$ 212,6	-	-
<i>Donax gemmula</i>	-	-	-
<i>Donax hanleyanus</i>	1011,3 $\pm$ 220,3	210,4 $\pm$ 108,5	3,26**
<i>Euzonus furciferus</i>	7760,9 $\pm$ 1367,9	2857,9 $\pm$ 1328,5	2,57*
<i>Excirolana armata</i>	10283,0 $\pm$ 1815,7	3495,0 $\pm$ 638,2	3,53**
<i>Hemipodus olivieri</i>	-	70,0 $\pm$ 44,3	-
Insecta (larva não identificada)	166,8 $\pm$ 30,8	21,6 $\pm$ 21,6	3,87**
<i>Phoxocephalopsis</i> sp.	2688,1 $\pm$ 815,1	110,9 $\pm$ 53,4	4,84***
<i>Scolecopsis goodybodyi</i>	30772,7 $\pm$ 3796,1	57233,0 $\pm$ 3986,1	4,81***
<i>Tholozodium rhombofrontalis</i>	4330,8 $\pm$ 799,1	108,9 $\pm$ 39,8	5,28***
<b>Macrofauna total</b>	96822,2 $\pm$ 8890,7	64361,6 $\pm$ 3922,6	3,24**
<b>Número de espécies</b>	9,5 $\pm$ 0,5	6,2 $\pm$ 0,3	5,70***
<b>Inverno</b>			
<i>Bathyporeiapus</i> sp.	9587,2 $\pm$ 1021,3	1746,0 $\pm$ 881,2	5,81***
<i>Bledius bonariensis</i>	80,0 $\pm$ 50,6	593,3 $\pm$ 196,8	3,26**
<i>Donax gemmula</i>	5232,8 $\pm$ 1535,2	1075,3 $\pm$ 238,7	3,30**
<i>Donax hanleyanus</i>	1505,7 $\pm$ 1422,4	16460,5 $\pm$ 4464,5	3,93**
<i>Euzonus furciferus</i>	35581,7 $\pm$ 3452,5	10694,0 $\pm$ 2507,1	5,83***
<i>Excirolana armata</i>	6773,8 $\pm$ 1281,2	8370,5 $\pm$ 529,6	ns
<i>Hemipodus olivieri</i>	749,5 $\pm$ 305,3	299,3 $\pm$ 89,1	ns
Insecta (larva não identificada)	240,0 $\pm$ 240,0	421,3 $\pm$ 151,0	ns
<i>Phoxocephalopsis</i> sp.	7132,2 $\pm$ 743,9	814,2 $\pm$ 232,3	9,26***
<i>Scolecopsis goodybodyi</i>	232532,5 $\pm$ 45800,1	150661,5 $\pm$ 67384,2	ns
<i>Tholozodium rhombofrontalis</i>	2044,0 $\pm$ 633,8	959,8 $\pm$ 146,1	ns
<b>Macrofauna total</b>	302534,3 $\pm$ 48514,9	192235,3 $\pm$ 67428,0	ns
<b>Número de espécies</b>	11,3 $\pm$ 0,8	11,5 $\pm$ 0,2	ns

As representações gráficas das análises multivariadas mostraram uma clara separação espacial dos setores em ambas as estações de amostragem (Figura 15 A e B; Figura 16 A e B) corroborada pelos resultados obtidos na PERMANOVA (Tabela 9). Na amostragem de verão, as altas densidades de *Bledius bonariensis*, *Tholozodium rhombofrontalis*, *Phoxocephalopsis* sp. e Insecta (larva) no setor não urbanizado



contribuíram com quase 63 % dessa dissimilaridade (Tabelas 8 e 10). Já no período de inverno a predominância de Insecta (larva) e *B. bonariensis* no setor urbanizado e de *Bathyporeiapus* sp. e *Hemipodus olivieri* no setor não urbanizado contribuíram com quase 60 % da dissimilaridade encontrada entre os setores (Tabelas 8 e 11).

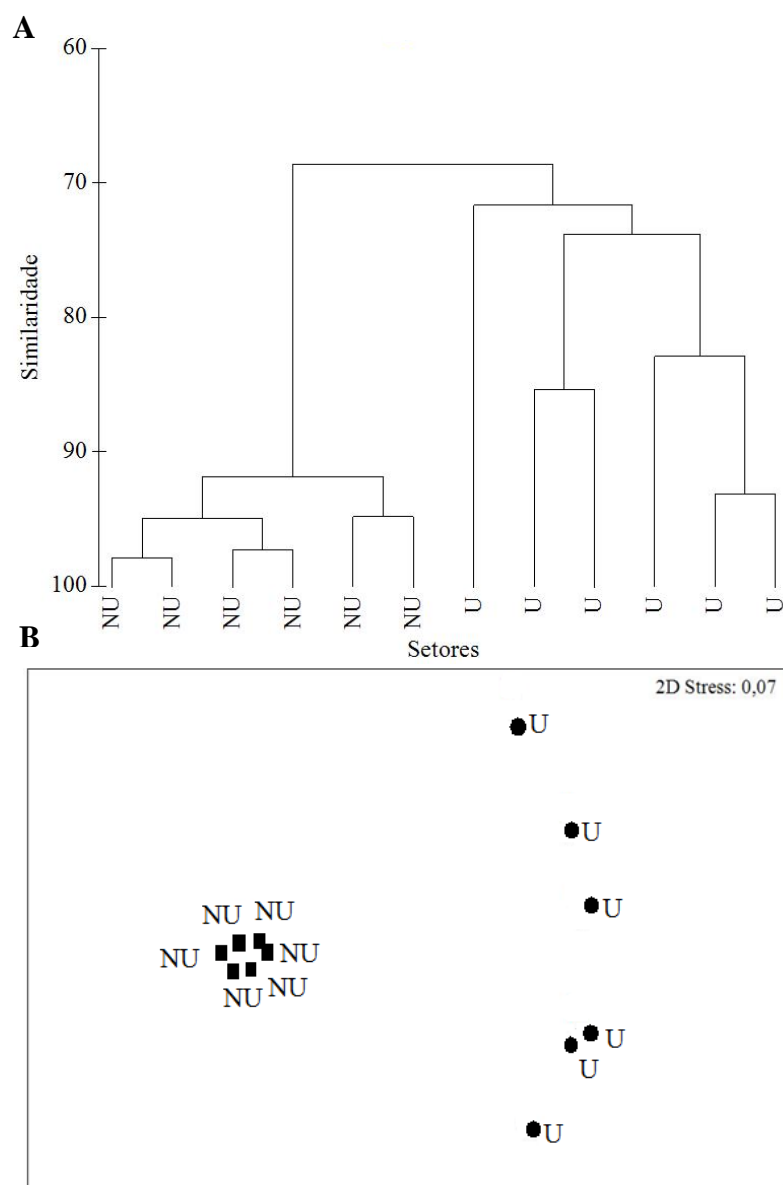


Figura 15 – Representações gráficas das análises de classificação – Cluster (**A**) e ordenação - MDS (**B**) de uma matriz de similaridade (Bray-Curtis) obtida a partir da abundância linear da macrofauna bentônica dos setores não urbanizado (**NU**) e urbanizado (**U**) do Balneário Shangri-lá durante a estação de verão. Dados transformados:  $\log(x+1)$ .

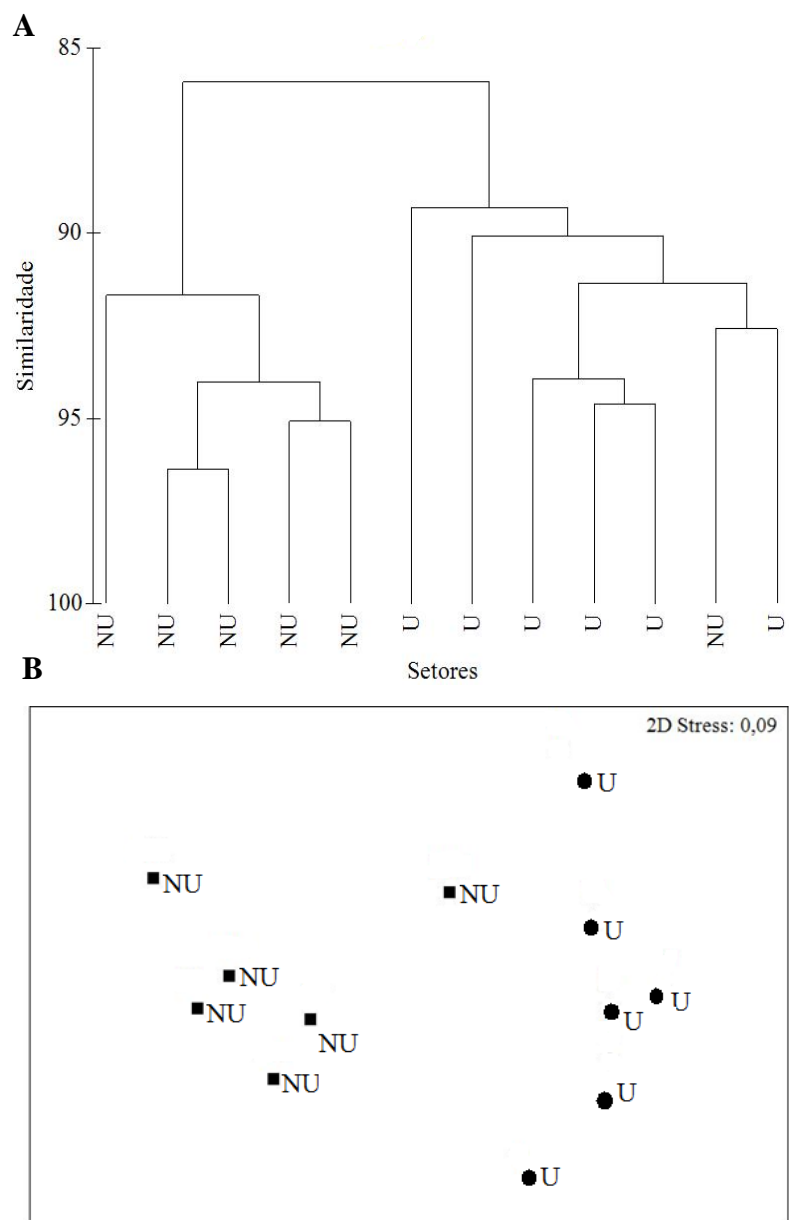


Figura 16 – Representações gráficas das análises de classificação – Cluster (**A**) e ordenação - MDS (**B**) de uma matriz de similaridade (Bray-Curtis) obtida a partir da abundância linear da macrofauna bentônica dos setores não urbanizado (**NU**) e urbanizado (**U**) do Balneário Shangri-lá durante a estação de inverno. Dados transformados:  $\log(x+1)$ .

Tabela 9 – Resultados da análise PERMANOVA da macrofauna bentônica entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Shangri-lá durante as estações de verão e inverno. (g.l.) graus de liberdade; (MQ) média dos quadrados;  $p$ (MC) significância da permutação de Monte Carlo.

	g.l.	Verão				Inverno			
		MQ	F	p	p (MC)	MQ	F	p	p (MC)
<b>Setor</b>	1	2143,7854	12,755	0,0032	0,0001	415,297	10,985	0,0032	0,0007
<b>Resíduo</b>	10	168,0669				37,8047			

Tabela 10 – Contribuição e contribuição acumulada de cada espécie da macrofauna bentônica para a dissimilaridade média ( $\pm$ Erro Padrão) entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Shangri-lá durante o período de verão.

<b>Espécies</b>	<b>Dissimilaridade média (<math>\pm</math>EP)</b>	<b>Contribuição (%)</b>	<b>Acumulada (%)</b>
<i>Bledius bonariensis</i>	6,35 $\pm$ 9,15	20,18	20,18
<i>Tholozodium rhombofrontalis</i>	4,75 $\pm$ 1,95	15,11	35,3
<i>Phoxocephalopsis</i> sp.	4,74 $\pm$ 1,76	15,07	50,37
Insecta (larva)	4,10 $\pm$ 2,30	13,03	63,4
<i>Donax hanleyanus</i>	3,66 $\pm$ 1,38	11,63	75,03
<i>Bathyporeiapus</i> sp.	2,95 $\pm$ 1,28	9,36	84,39
<i>Hemipodus olivieri</i>	1,65 $\pm$ 0,70	5,24	89,63
<i>Euzonus furciferus</i>	1,56 $\pm$ 1,40	4,96	94,59

Tabela 11 – Contribuição e contribuição acumulada de cada espécie da macrofauna bentônica para a dissimilaridade média ( $\pm$ Erro Padrão) entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Shangri-lá durante o período de inverno.

<b>Espécies</b>	<b>Dissimilaridade média (<math>\pm</math>EP)</b>	<b>Contribuição (%)</b>	<b>Acumulada (%)</b>
Insecta (larva)	2,82 $\pm$ 1,75	20,34	20,34
<i>Bledius bonariensis</i>	2,34 $\pm$ 1,42	16,9	37,25
<i>Bathyporeiapus</i> sp.	1,52 $\pm$ 1,73	10,94	48,18
<i>Hemipodus olivieri</i>	1,51 $\pm$ 0,98	10,9	59,08
<i>Phoxocephalopsis</i> sp.	1,49 $\pm$ 2,87	10,77	69,85
<i>Donax gemmula</i>	0,98 $\pm$ 1,49	7,05	76,9
<i>Donax hanleyanus</i>	0,98 $\pm$ 1,49	7,05	83,94
<i>Euzonus furciferus</i>	0,86 $\pm$ 1,80	6,19	90,13

No Balneário Barra do Sul foram contabilizados 2.726 indivíduos distribuídos em 13 táxons (Anexo 2). Os crustáceos foram o grupo taxonômico dominante em termos de abundância total (92,1 %) e de número total de espécies (61,5 %), seguido dos poliquetas (4,9 % e 23,1 %), moluscos (3,2 % e 7,7 %) e insetos (0,04 % e 7,7 %).

Os valores médios de abundância total da macrofauna foram significativamente maiores no setor não urbanizado do que no urbanizado apenas durante a amostragem de verão, sendo que no inverno os setores apresentaram valores similares de abundância total (Tabela 12). O número total de espécies foi semelhante entre os setores em ambos os períodos de amostragem (verão e inverno), levando a um resultado não significativo nas comparações realizadas pelas análises unifatoriais (teste *t*) (Tabela 12).

Na amostragem de verão o isópoda *Excirolana braziliensis* dominou tanto nas amostras do setor não urbanizado (88,5 %) quanto do urbanizado (93,4 %) (Figura 17). No inverno essa espécie também foi a mais abundante (NU = 50,0 % e U = 85,1 %), contudo, no setor não urbanizado *Emerita brasiliensis* também se destacou (32,9 %) (Figura 17).

Comparações entre os setores evidenciaram abundâncias significativamente maiores de *Excirolana braziliensis* no setor não urbanizado do que no urbanizado na amostragem de verão (Tabela 12). O poliqueta *Hemipodus olivieri* também apresentou diferenças na sua abundância nesta estação, entretanto, foi significativamente mais abundante no setor urbanizado. O anfípoda *Atlantorchestoidea brasiliensis* sempre apresentou maiores abundâncias no setor não urbanizado do que no urbanizado, embora tenha sido significativo apenas no inverno (Tabela 12).

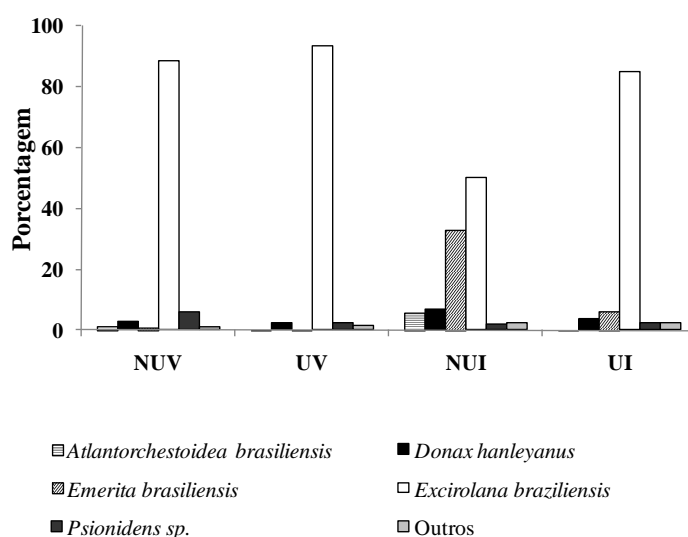


Figura 17 – Porcentagem de representação relativa das espécies mais abundantes nos setores amostrados do Balneário Barra do Sul durante as estações de verão e inverno: NUV (não urbanizado verão), UV (urbanizado verão), NUI (não urbanizado inverno), UI (urbanizado inverno).

Tabela 12 – Valores médios de abundância linear ( $\pm$ Erro Padrão) e sumário dos resultados do teste-t (Student) realizado para comparar a abundância da macrofauna total e das espécies selecionadas e o número total de espécies entre os setores não urbanizado (NU) e urbanizado (U) do Balneário Barra do Sul obtidos nas amostragens de verão e inverno. Valores de  $p$ : \* $<0,05$ ; \*\* $<0,01$ ; \*\*\* $<0,001$ .

<b>Táxons</b>	<b>NU</b>	<b>U</b>	<b><i>t</i></b>
<b>Verão</b>			
<i>Atlantorchestoidea brasiliensis</i>	120,3 $\pm$ 59,3	13,3 $\pm$ 9,2	ns
<i>Donax hanleyanus</i>	171,0 $\pm$ 40,7	288,7 $\pm$ 38,0	ns
<i>Emerita brasiliensis</i>	32,1 $\pm$ 11,6	44,3 $\pm$ 28,0	ns
<i>Excirolana braziliensis</i>	9201,3 $\pm$ 751,1	6408,8 $\pm$ 699,4	2,72*
<i>Hemipodus olivieri</i>	29,5 $\pm$ 15,6	190,9 $\pm$ 42,7	3,55**
<i>Psionidens</i> sp.	428,7 $\pm$ 67,8	369,55 $\pm$ 123,7	ns
<b>Macrofauna total</b>	10017,9 $\pm$ 787,7	7333,5 $\pm$ 820,0	2,36*
<b>Número de espécies</b>	5,2 $\pm$ 0,7	4,8 $\pm$ 0,4	ns
<b>Inverno</b>			
<i>Atlantorchestoidea brasiliensis</i>	167,3 $\pm$ 40,4	11,7 $\pm$ 11,7	3.70**
<i>Donax hanleyanus</i>	173,5 $\pm$ 86,1	190,7 $\pm$ 48,1	ns
<i>Emerita brasiliensis</i>	613,8 $\pm$ 465,3	204,2 $\pm$ 105,0	ns
<i>Excirolana braziliensis</i>	1699,3 $\pm$ 283,1	1837,5 $\pm$ 386,1	ns
<i>Hemipodus olivieri</i>	18,0 $\pm$ 11,4	33,7 $\pm$ 21,3	ns
<i>Psionidens</i> sp.	42,0 $\pm$ 19,0	80,8 $\pm$ 50,8	ns
<b>Macrofauna total</b>	2764,7 $\pm$ 683,4	2418,3 $\pm$ 502,5	ns
<b>Número de espécies</b>	5,3 $\pm$ 0,6	4,3 $\pm$ 0,8	ns

Os resultados das análises de classificação e, especialmente, de ordenação indicaram diferenças na estrutura da macrofauna bentônica entre os setores não urbanizado e urbanizado apenas na amostragem de verão (Figura 18A e B; Figura 19A e B). A PERMANOVA também detectou estas diferenças (Tabela 13), sendo que as elevadas abundâncias de *E. braziliensis* e *Psionidens* sp. no setor não urbanizado e de *H. olivieri* no setor urbanizado contribuíram com quase 70 % da dissimilaridade encontrada entre os setores (Tabelas 12 e 14).

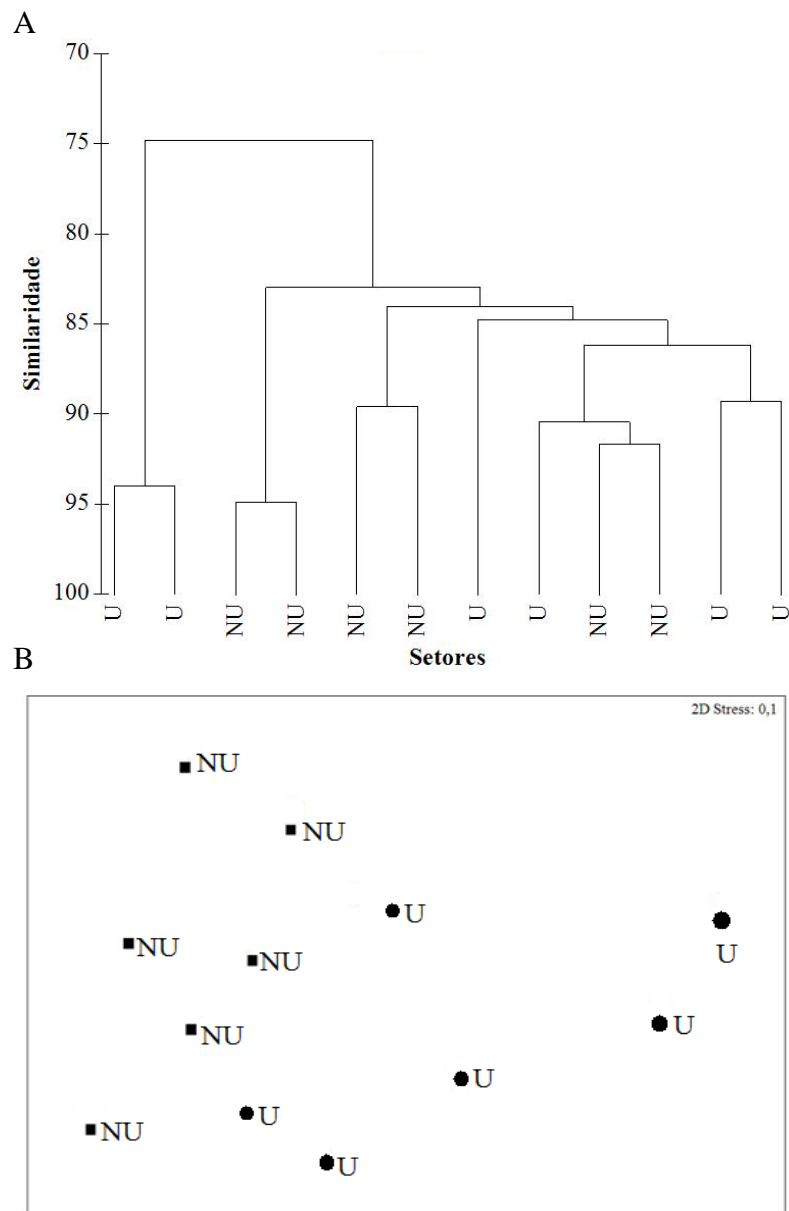


Figura 18 – Representações gráficas das análises de classificação – Cluster (**A**) e ordenação - MDS (**B**) de uma matriz de similaridade (Bray-Curtis) obtida a partir da abundância linear da macrofauna bentônica dos setores não urbanizado (**NU**) e urbanizado (**U**) do Balneário Barra do Sul durante a estação de verão. Dados foram transformados: raiz quadrada.

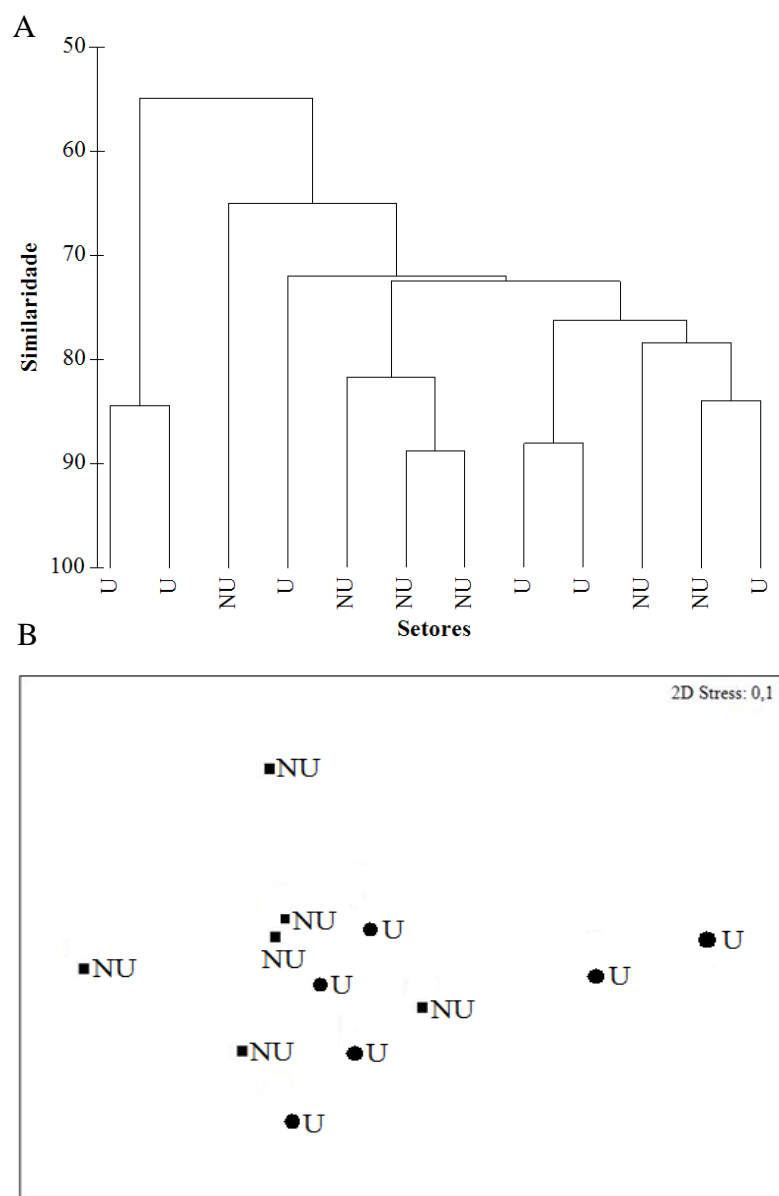


Figura 19 – Representações gráficas das análises de classificação – Cluster (**A**) e ordenação - MDS (**B**) de uma matriz de similaridade (Bray-Curtis) obtida a partir da abundância linear da macrofauna bentônica dos setores não urbanizado (NU) e urbanizado (U) do Balneário Barra do Sul durante a estação de inverno. Dados foram transformados: raiz quadrada.

Tabela 13 – Resultados da análise PERMANOVA da macrofauna bentônica entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Barra do Sul durante as estações de verão e inverno. (g.l.) graus de liberdade; (MQ) média dos quadrados;  $p$ (MC) significância da permutação de Monte Carlo.

	g.l.	Verão				Inverno			
		MQ	$F$	$p$	$p$ (MC)	MQ	$F$	$p$	$p$ (MC)
<b>Setor</b>	1	702,7650	5	0,0032	0,0075	963,561	1,730	0,1923	0,1625
<b>Resíduo</b>	10	131,5590				558,409			

Tabela 14 – Contribuição e contribuição acumulada de cada espécie da macrofauna bentônica para a dissimilaridade média ( $\pm$ Erro Padrão) entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Barra do Sul durante o período de verão.

<b>Espécies</b>	<b>Dissimilaridade média (<math>\pm</math>EP)</b>	<b>Contribuição (%)</b>	<b>Acumulada (%)</b>
<i>Excirolana braziliensis</i>	6,65 $\pm$ 1,50	32,90	32,90
<i>Hemipoduss olivieri</i>	3,58 $\pm$ 1,80	17,72	50,62
<i>Psionidens</i> sp.	3,43 $\pm$ 1,12	16,97	67,59
<i>Atlantorchestoidea brasiliensis</i>	2,70 $\pm$ 1,13	13,37	80,96
<i>Emerita brasiliensis</i>	1,94 $\pm$ 1,49	9,59	90,55



## II.5 - Discussão

De maneira geral, as praias investigadas no presente estudo apresentaram estágios morfodinâmicos extremos, sendo o Balneário Shangri-lá classificado como dissipativo (face praial extensa e plana), ao passo que o Balneário Barra do Sul apresentou características intermediárias a refletivas (face praial estreita e íngreme).

No Balneário Shangri-lá os setores não urbanizado e urbanizado foram considerados morfodinamicamente semelhantes, com valores de altura e período das ondas, diâmetro médio dos grãos e  $\phi$  mostrando pouca variação entre estações. A similaridade morfodinâmica, explicada pela localização dos setores no mesmo arco praial, indica que os locais se diferenciam quanto ao grau de urbanização e intensidade de práticas recreativas. Comparações entre locais situados no mesmo arco praial reduzem a influência de fatores ambientais naturais, apesar das variações destes parâmetros ao longo do perfil praial (Veloso *et al.*, 2009).

Diferentemente da praia paranaense, no Balneário Barra do Sul foram observadas variações sedimentares e morfodinâmicas entre os setores. Em ambas as estações (verão e inverno), o setor não urbanizado apresentou um estágio refletivo com areia média, contudo, o setor urbanizado foi classificado como intermediário por grãos de areia menores ( $1,4 - 1,9 \phi$ ). As diferenças físicas encontradas entre os setores podem estar relacionadas à proximidade do setor urbanizado com o eixo secundário da baía Babitonga (NE – SW), onde está localizado o Canal do Linguado (Figura 20). Desta forma, o aporte de sedimentos finos oriundo deste canal influenciaria a composição sedimentar do local ocasionando dominância de sedimento com tamanho de grão menor. Particularmente no setor urbanizado, destaca-se também a alteração da morfologia do local em virtude da provável instabilidade no balanço e transporte sedimentar e alteração dos padrões de drenagem provocados pela supressão da vegetação de restinga e dunas para construções urbanas.

A partir dos censos de banhistas, a intensidade das atividades recreativas pôde ser quantificada e, como esperado, foram observadas diferenças entre os setores de ambas as praias somente nas amostragens referentes ao verão. Sendo assim, os setores não urbanizado e urbanizado apresentaram baixa e alta atividade recreativa, respectivamente. No período de verão a intensidade do impacto aumenta substancialmente devido às elevadas temperaturas, típicas desta época do ano, aliado ao

período de férias escolares e aumento do fluxo de turistas. Segundo análise do IBGE (2010), a população do município de Pontal do Paraná é de 20.839 habitantes, porém chega a mais de 400.000 durante o verão (PDU, 2003), já a de Barra do Sul é de 8.303 habitantes, com população flutuante atingindo os 50.000 (Prefeitura Municipal de Barra do Sul, 2010).

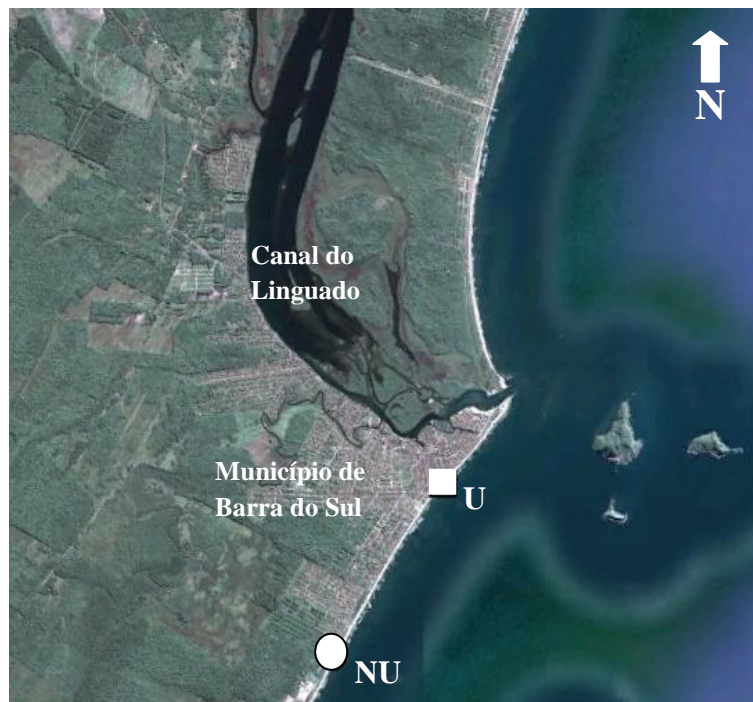


Figura 20 – Localização do Canal do Linguado (eixo secundário da baía Babitonga) e dos setores não urbanizado (NU) e urbanizado (U) do Balneário Barra do Sul.

De acordo com De Ruyck *et al.*, (1997), o nível de utilização das praias está fortemente ligado a fatores como desenvolvimento, meios de transporte e popularidade do local. Levando em consideração tais aspectos pode-se claramente entender a discrepância na intensidade das atividades recreativas entre os setores. Neste sentido, as facilidades de acesso ao local urbanizado presente em ambas as praias, como ruas pavimentadas bem como a infraestrutura proporcionada aos turistas (restaurantes, estacionamento, casas de veraneio, salva-vidas, vendedores ambulantes) podem ser destacadas. Ademais, no setor urbanizado de Shangri-lá, durante a temporada de verão, é realizada a “Operação Viva o Verão”, a qual oferece aos turistas uma série de atividades recreativas (ginástica aeróbica, dança, futebol, vôlei) com conseqüente aglomeração de usuários neste local.

A abundância de banhistas registrada no setor urbanizado do Balneário Shangri-lá (média: 188 pessoas) foi duas vezes maior que aquela registrada no mesmo setor do Balneário Barra do Sul (média: 84 pessoas), indicando maior intensidade de impacto na primeira praia. Apesar da diferença quanto ao número de banhistas entre as praias estudadas, o impacto pode ser considerado equivalente visto que Shangri-lá também apresentou quase o dobro da largura da face praial (média: 60 m) quando comparado a Barra do Sul (média: 40 m). Provavelmente as praias diferem nos tipos e intensidade das atividades recreativas praticadas pelos usuários em cada praia. Na praia paranaense foi observada uma grande variedade de atividades recreativas (corrida, caminhada, frescobol, vôlei, futebol, entre outros), todavia no Balneário Barra do Sul a atividade mais freqüente foi o deslocamento dos banhistas tanto paralelamente quanto perpendicularmente a linha d'água (observação pessoal).

Os resultados deste estudo forneceram evidências de que o distúrbio proveniente das atividades recreativas afeta a composição e estrutura da comunidade macrobentônica do Balneário Shangri-lá, com reduções significativas tanto no número de espécies quanto na abundância total de indivíduos no setor urbanizado. Embora os setores do Balneário Barra do Sul tenham apresentado variação na composição sedimentar e no estágio morfodinâmico, tais características não foram consideradas os principais fatores responsáveis pelas diferenças na abundância total da macrofauna observadas entre os setores. A clara tendência de aumento da riqueza e abundância da macrofauna em direção a praias compostas por sedimentos mais finos, as quais apresentam condições menos hostis para o estabelecimento dos organismos (Brown e McLachlan, 2002), não foi observada nesta praia. Contraditoriamente a esta tendência, o setor urbanizado (local dominado por sedimentos finos), apresentou menor abundância total de organismos do que o não urbanizado. Cabe destacar que tal fato ocorreu somente na estação de verão, período este caracterizado pelas diferenças significativas na abundância de banhistas entre os setores, sugerindo a influência negativa do distúrbio antrópico sobre a macrofauna bentônica desta praia.

Mudanças na comunidade macrobentônica das praias estudadas também ficaram evidentes nas análises multivariadas, com a formação de dois agrupamentos distintos, um formado pelas réplicas referentes ao setor não urbanizado e outro pelas do setor urbanizado. No Rio de Janeiro, Veloso *et al.*, (2006), também encontraram diferenças significativas na comunidade macrobentônica de praias intermediárias e refletivas,

constatando baixas abundâncias em praias urbanizadas. Por outro lado, Jaramillo *et al.*, (1996) concluíram que a presença de pessoas não produz efeitos negativos significativos sobre a macroinfauna de praias refletivas. Entretanto, o referido trabalho avaliou somente as abundâncias de crustáceos como a tatuíra *Emerita analoga*, os isópodos *Excirolana braziliensis* e *Excirolana hirsuticauda* e o anfípoda *Orchestoidea tuberculata*. Além disso, os autores ressaltam que em praias dissipativas (situação do Balneário Shangri-lá) os impactos antrópicos devem ser analisados com cautela devido a maior biodiversidade encontrada nestes ambientes.

No presente estudo a prática de atividades recreativas também mostrou-se desfavorável para algumas espécies macrobentônicas analisadas. No Balneário Shangri-lá este impacto afetou a abundância dos táxons *Bledius bonariensis*, *Donax hanleyanus*, *Euzonus furciferus*, *Excirolana armata*, Insecta (larva), *Phoxocephalopsis* sp. e *Tholozodium rhombofrontalis*, já no Balneário Barra do Sul somente duas espécies (*Atlantorchestoidea brasiliensis* e *Excirolana braziliensis*) mostraram vulnerabilidade ao impacto. O baixo número de espécies afetadas no Balneário Barra do Sul quando comparado ao Balneário Shangri-lá não está relacionado a pressão antrópica, mas ao estágio morfodinâmico de cada praia. Segundo McLachlan e Dorvlo (2005), a riqueza de espécies tende a diminuir de praias dissipativas (Shangri-lá) em direção as refletivas (Barra do Sul).

O inseto *Bledius bonariensis*, espécie que mais contribui para a dissimilaridade entre os setores do Balneário Shangri-lá, não foi registrado no setor urbanizado durante o período de verão, entretanto, no setor não urbanizado este organismo apresentou elevada abundância. Em contrapartida, no inverno, indivíduos desta espécie estavam presentes em ambos os setores. O desaparecimento de *B. bonariensis* pode estar associado ao processo de limpeza, que nesta praia, consiste na retirada de lixo juntamente com os detritos naturais depositados pela maré na região superior da praia, tipicamente habitada por espécies de coleópteros pertencentes ao gênero *Bledius* (Borzzone e Souza, 1997; Veloso *et al.*, 1997; Gianuca, 1998; Schreiner e Ozorio, 2003). A remoção dos detritos no setor urbanizado pode ter resultado em um ambiente desfavorável a sobrevivência desta espécie, com os indivíduos adultos podendo ter migrado para outros locais em busca de recursos alimentares, visto que coleópteros adultos são amplamente capazes de voar e assim, rapidamente, restabelecer novas populações ao longo da costa (Llewellyn e Shackley, 1996).

A completa ausência de *B. bonariensis* foi constatada por Barros *et al.*, (2001) ao longo de seis praias arenosas com distintas características morfodinâmicas (1 dissipativa, 3 intermediárias e 2 refletivas) próximas a baía de Guaratuba no litoral do Paraná. Neste estudo, os autores relacionaram a ausência desta espécie aos impactos resultantes da destruição de dunas para construção de ruas, casas e edifícios na frente da face praial. Outro fator destacado foi o alto grau de atividades recreativas (pisoteio) e práticas usuais de remoção de detritos, os quais fornecem abrigo e/ou alimento para vários organismos bentônicos. Segundo Malm *et al.*, (2004), a retirada de detritos reduz a quantidade de matéria orgânica e altera a qualidade da água, afetando direta ou indiretamente as comunidades macrobentônicas presentes nestes locais. Além disso, a remoção de detrito (*drift line*) pode ter efeitos “*bottom-up*” negativos na cadeia trófica das praias, podendo afetar a riqueza, abundância e biomassa das espécies macrobentônicas, e conseqüentemente as aves costeiras e marinhas e peixes que predam os organismos associados ao detrito (Dugan *et al.*, 2003).

A dissimilaridade registrada entre os setores da Barra do Sul durante a amostragem de verão foi atribuída, principalmente, as elevadas abundâncias do isópoda *Excirolana braziliensis* no setor não urbanizado. Assim como *E. braziliensis*, no período de verão, os isópodos *Tholozodium rhombofrontalis* e *Excirolana armata* encontrados em Shangri-lá também apresentaram abundância significativamente maior no setor não urbanizado. Estas espécies ocupam as zonas intermediárias das praias (Borzone *et al.*, 1996; Souza e Gianuca, 1995; Borzone e Souza, 1997; Veloso *et al.*, 2003), as quais estão altamente sujeitas aos impactos oriundos das atividades recreativas (jogos, caminhadas, corridas e tráfego de veículos). Isópodos da família Cirolanidae podem ser considerados vulneráveis a tais impactos, pois possuem desenvolvimento direto, sendo que os juvenis recrutam no mesmo habitat parental (Veloso *et al.*, 2006). Ademais, as três espécies de isópodos possuem exoesqueleto fino, susceptível ao esmagamento ou lesões provenientes do pisoteio associado às atividades recreativas.

Similarmente aos resultados obtidos para *E. braziliensis* na Barra do Sul, VELOSO *et al.*, (2006; 2011), em praias no Rio de Janeiro, também encontraram menor densidade total, de juvenis, machos e fêmeas desta espécie em praias refletivas urbanizadas e com maior número de visitantes. Na Barra da Tijuca, VELOSO *et al.*, (2011) destacam que pressão antrópica pode estar afetando a população de *E. braziliensis*: 1) diretamente, através do pisoteio e/ou perda do hábitat natural em

consequência do fluxo de visitantes e da urbanização; ou 2) indiretamente, pelo isolamento dos indivíduos no trecho preservado, localizado entre ambientes sujeitos a distúrbios intensos. Por outro lado, em praias refletivas da costa chilena, Jaramillo *et al.*, (1996) não observaram impacto negativo sobre a abundância desta espécie. Segundo Veloso *et al.*, (2008) o baixo grau de ocupação da praia estudada por Jaramillo *et al.*, (1996) pode ter gerado resultados contraditórios. Adicionalmente, os autores não forneceram nenhum dado referente à intensidade do pisoteio e as características de urbanização da praia.

Os anfípodas *Phoxocephalopsis* sp. e *Atlantorchestoidea brasiliensis*, registrados em Shangri-lá e Barra do Sul, respectivamente, apresentaram menores abundâncias no setor urbanizado em ambas as estações. As análises unifatoriais não detectaram diferença significativa nas abundâncias de *A. brasiliensis* entre os setores, durante o período de verão, devido a ausência desta espécie em algumas réplicas amostradas no setor não urbanizado. Este fato pode ter relação com problemas amostrais do organismo haja vista que os talitrídeos possuem hábito de saltar, dificultando sua captura. Apesar disto, as diferenças entre os setores foram claras.

No caso do gênero *Phoxocephalopsis* não existem outras evidências quanto a vulnerabilidade desses organismos frente aos impactos antrópicos, entretanto, vários autores têm considerado outras espécies de anfípodas como *Atlantorchestoidea brasiliensis* e *Talitrus saltator* bioindicadores de atividades antrópicas e/ou turísticas (Weslawski *et al.*, 2000; Nardi *et al.*, 2003; Fanini *et al.*, 2005; Veloso *et al.*, 2006; Ugolini *et al.*, 2008; Veloso *et al.*, 2008; 2009). *A. brasiliensis* possui várias características interessantes para uma espécie indicadora: desenvolvimento direto, distribuição nas zonas intermediárias e superiores da praia, enterramento superficial no sedimento, fácil identificação visual e ciclo de vida curto (Cardoso e Veloso, 1996). Os talitrídeos são organismos saltadores que ativamente exploram a superfície durante a maré baixa, e que, por causa dessa estratégia de vida, provavelmente são mais susceptíveis aos impactos (Veloso *et al.*, 2009).

Reduções nas densidades do anfípoda *A. brasiliensis* e até mesmo o desaparecimento da espécie foram constatados por Veloso *et al.*, (2006; 2008; 2009) em praias refletivas urbanizadas e com alto grau de atividades recreativas. Já para Fanini *et al.*, (2005), a diminuição no tamanho populacional de *T. saltator* está mais relacionada a limpeza da praia do que ao pisoteio decorrente da recreação. Alterações no

desenvolvimento morfológico de anfípodas talitrídeos (*T. saltator*) foram associadas aos impactos antrópicos. Na costa da Espanha, Barca-Bravo *et al.*, (2008), observaram deformidades na simetria bilateral dos anfípodas que habitavam praias com maior pressão turística. O pisoteio humano e o intenso uso turístico são considerados os principais fatores responsáveis pela mortalidade direta e/ou indireta de *T. saltator*, tendo em vista, que estas atividades podem alterar o grau de compactação dos sedimentos e, desta forma, interferir no deslocamento dos organismos e conseqüentemente na sua habilidade de fuga (Ugolini *et al.*, 2008).

Comparações entre os setores do Balneário Shangri-lá indicaram que o poliqueta *Euzonus furciferus* não tolera alta intensidade de atividades recreativas, mesmo que esta só ocorra durante um período do ano (verão). No inverno, quando há diminuição do impacto, as abundâncias desta espécie no setor urbanizado permaneceram baixas. O declínio na população de *E. furciferus* no setor urbanizado poderia estar relacionado às flutuações naturais, todavia, Souza e Borzone (2007), na praia de Atami (distante 4 Km de Shangri-lá), constataram que o período reprodutivo desta espécie ocorre de janeiro a agosto (verão até o inverno).

Relações negativas entre as atividades recreativas e o poliqueta *E. furciferus* foram destacadas por Viana (2008) na costa do Rio Grande do Sul. Neste estudo foi observado que o distúrbio mecânico ocasionado por simulações de partidas de futebol e tráfego de veículos acarretou numa migração vertical do poliqueta para camadas mais profundas do sedimento. Aliado a este fato, esta espécie possui características que podem potencializar o dano causado pelo pisoteio humano tais como: estrutura corporal pouco rígida, comportamento sedentário, deslocamentos praticamente restritos a escavação do substrato superficial no interior do sedimento, além de não possuir hábito de construir tubos (estruturas típicas de várias espécies de poliquetas) absorvendo diretamente toda a perturbação física.

Entre as espécies que habitam as regiões inferiores (zona de *swash* ou espraiamento) das praias arenosas, o bivalve filtrador *Donax hanleyanus* apresentou decréscimo na sua abundância no setor urbanizado do Balneário Shangri-lá durante o período de verão, indicando um possível impacto das atividades recreativas sobre a espécie. Moffett *et al.*, (1998) constataram que outras espécies deste gênero (*D. serra* e *D. sordidus*) apresentam diferentes susceptibilidades de acordo com a intensidade do pisoteio. Estes autores verificaram que *D. serra* foi ligeiramente impactado em todas as

intensidades de pisoteio, enquanto que *D. sordidus* foi afetado apenas em altas intensidades. Ainda neste estudo, foi realizado um segundo experimento com juvenis de *D. serra*, no qual foi observado aumento no número de indivíduos lesionados em decorrência do aumento na intensidade de pisoteio. Contraditoriamente, Wolcott e Wolcott (1984), na Carolina do Norte, não encontraram nenhum tipo de efeito negativo do distúrbio mecânico (veículos automotores) sobre *D. variabilis*.

Na amostragem de inverno do Balneário Shangri-lá, caracterizada por um baixo número de frequentadores, estes bivalves donacídeos mostraram um padrão de distribuição inverso, com maior abundância no setor urbanizado, sugerindo provável recuperação desta população. Indivíduos do gênero *Donax* são capazes de se mover até a zona infralitoral (migração mareal), possuem alta capacidade reprodutiva e suas larvas têm grande poder de dispersão, permitindo desta forma, a recolonização de áreas impactadas (Diaz, 1975; Veloso *et al.*, 2006). Defeo e Alava (1995) relacionaram as flutuações espaciais na densidade de *D. hanleyanus* à competição interespecífica por alimento e espaço com *Mesodesma mactroides*. Esta hipótese não foi associada aos resultados obtidos neste estudo, pois apenas um indivíduo de *M. mactroides* foi encontrado durante os dois períodos de amostragem.

*Scolecopsis goodbodyi* dominou a comunidade macrobentônica de ambos os setores do Balneário Shangri-lá. Poliquetas do gênero *Scolecopsis* são organismos típicos e muito abundantes no entremarés de praias arenosas paranaenses (Souza e Gianuca, 1995, Borzone *et al.*, 1996, Souza e Borzone, 2000, Barros *et al.*, 2001). A abundância de *S. goodbodyi* diferiu entre os setores apenas na amostragem de verão, na qual apresentou menor abundância no setor não urbanizado do que no urbanizado. Esse filtrador depositívoro pode ser considerado pouco vulnerável aos impactos avaliados, pois habita a zona inferior praial, sujeita a baixas atividades recreativas quando comparada às zonas intermediária e superior da praia. Além disso, este poliqueta é um reestrategista de crescimento muito rápido em comparação as outras espécies, o que lhe confere vantagens em locais impactados. Outro aspecto relevante refere-se a sua estratégia reprodutiva. Conforme estudo realizado por MacCord e Amaral (2007), essa espécie não possui espaço suficiente no corpo (indivíduos pequenos) para produzir um grande número de ovos em um único evento, sendo assim a reprodução é contínua. Em ambientes tropicais, a desova desses organismos pode ocorrer durante um longo período aumentando assim a probabilidade de sobrevivência larval e de sucesso no



recrutamento. Investigações acerca da dinâmica populacional da espécie (Souza e Borzone, 2000), em uma praia dissipativa do litoral paranaense (Balneário Atami), identificaram uma contínua estação reprodutiva com picos de abundância em julho e fevereiro. Segundo os autores, a variação intra-anual na abundância pode ser explicada pelo sucesso no recrutamento resultante da observação de mais do que uma coorte anual.

Considerando que as praias arenosas expostas representam alguns dos sistemas mais extensos do mundo, a compreensão das respostas das comunidades residentes às perturbações antrópicas é essencial para um gerenciamento adequado, visando o ordenamento do uso do ambiente e a conservação de espécies (Lercari e Defeo, 2003). Segundo Veloso *et al.*, (2009), os problemas ambientais que ameaçam os ecossistemas praias podem ser minimizados através da criação de áreas de proteção ambiental efetivas que adotem medidas de conservação, como redução das facilidades e usos, controle no número de banhistas, estabelecimento de corredores, retirada apenas do lixo inorgânico (vidro, plástico, bitucas de cigarro, restos de rede), proibição de construção civil e de tráfego de veículos sobre praias e dunas. O manejo de áreas costeiras deve focar a sustentabilidade do sistema e garantir a manutenção de processos chave tais como o transporte sedimentar e a ciclagem de matéria orgânica.

## II.6 – Conclusões

- Em Shangri-lá, os setores apresentaram um ambiente praias semelhante em ambas as estações: perfil topográfico extenso e suave, sedimento composto por areia fina, grãos bem selecionados, aproximadamente simétricos, com distribuição mesocúrtica e estágio morfodinâmico dissipativo;
- Na Barra do Sul os setores diferiram em três aspectos: diâmetro e assimetria do grão de sedimento e morfodinâmica. Assim, o setor não urbanizado foi composto por areia média (1,0 - 1,6  $\phi$ ), com simetria positiva e morfodinamismo refletivo. Já o setor urbanizado apresentou grãos de areia menores (verão: 1,4 - 1,9  $\phi$ ), aproximadamente simétricos e estágio morfodinâmico intermediário;
- Os setores de ambas as praias apresentaram diferenças na intensidade das atividades recreativas apenas na amostragem de verão. Desta forma, o setor não urbanizado e urbanizado foram caracterizados como locais de baixa e alta atividade recreativa, respectivamente;
- Comparações da macrofauna bentônica entre o setor não urbanizado e urbanizado de Shangri-lá indicaram que o aumento na abundância de banhistas pode ser considerado o principal fator responsável pelas reduções na abundância total e número total de espécies, bem como pela diminuição nas abundâncias de *Bledius bonariensis*, *Donax hanleyanus*, *Euzonus furciferus*, *Excirolana armata*, *Phoxocephalopsis* sp. e *Tholozodium rhombofrontais* no local urbanizado da amostragem de verão;
- Apesar das diferenças físicas encontradas entre o ambiente praias dos setores de Barra do Sul, tais características não foram associadas à redução na abundância total da macrofauna e às baixas abundâncias de *Atlantorchestoidea brasiliensis* e *Excirolana brasiliensis* registradas no setor urbanizado no verão.

## II.7 – Referências Bibliográficas

Almeida, P.C. 2005. Capacidade de suporte, macroinfauna e percepção ambiental: áreas preservadas e urbanizadas da Praia da Barra da Tijuca, Rio de Janeiro. Monografia (Graduação em Biologia Marinha) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 53p.

Alves, E.S. e Pezzuto, P.R. 2009. Effect of morphodynamics on annual average zonation pattern of benthic macrofauna of exposed sandy beaches in Santa Catarina, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 57 (3): 189–203.

Anderson, M.J. 2005. Permanova: a FORTRAN computer program for permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand.

Araujo, C.C.V., Rosa, D.M. e Fernandes, J.M. 2008. Densidade e distribuição espacial do caranguejo *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Ocypodidae) em três praias arenosas do Espírito Santo, Brasil. *Biotemas*, 21 (4): 73–80.

Barca-Bravo, S., Servia, M.J., Cobo, F. e Gonzalez, M.A. 2008. The effect of human use of sandy beaches on developmental stability of *Talitrus saltator* (Montagu, 1808) (Crustacea, Amphipoda). A study on fluctuating asymmetry. *Marine Ecology*, 29 (1): 91–98.

Barros, F., Borzone, C.A. e Rosso, S. 2001. Macroinfauna of six beaches near Guaratuba Bay, southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 44: 351–364.

Blankensteyn, A. 2006. O uso do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius) (Crustacea, Ocypodidae) como indicador de impactos antropogênicos em praias arenosas da Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23 (3): 870–876.

Borzone, C.A. e Souza, J.R.B. 1997. Estrutura da macrofauna bentônica no supra, meso e infralitoral de uma praia arenosa do sul do Brasil. *Oecologia Brasiliensis*, 3: 197–212.

Borzone, C.A., Souza, J.R.B. e Soares, A.G. 1996. Morphodynamic influence on the structure of inter and subtidal macrofaunal communities of subtropical sandy beaches. *Revista Chilena de História Natural*, 69: 565–577.

Brown, A.C. e McLachlan, A. 2002. Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29: 62–77.

Cardoso, R.S. e Veloso, V.G. 1996. Population biology and secondary production of the sandhopper *Pseudorchestoidea brasiliensis* Amphipoda: Talitridae) at Prainha Beach, Brazil. *Marine Ecology Progress Series*, 142: 111–119.

Clarke, K.R. e Warwick, R.M. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council.

De Ruyck, A.M.C., Soares, A.G. e McLachlan, A. 1997. Human recreational patterns on beaches with different levels of development. *Transactions of the Royal Society of South Africa*, 52 (2): 257–276.

Dean, R.G. 1973. Heuristic models of sand transport in the surf zone. *Proceeding of the Conferences on engineering dynamics in the surf zone*. Sydney, NSW. 208–214.

Dean, W.E. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology*, 44: 242–248.

Defeo, O. e Alava, A. 1995. Effects of human activities on long-term trends in sandy beach populations: the wedge clam *Donax hanleyanus* in Uruguay. *Marine Ecology Progress Series*, 123: 73–82.

Defeo, O. e Martínez, G. 2003. The habitat harshness hypothesis revisited: life history of the isopod *Excirolana braziliensis* in sandy beaches with contrasting morphodynamics. *Journal Marine Biology Assesment*, 83: 331–340.

Defeo, O. e McLachlan, A. 2005. Patterns, process and regulatory mechanisms in sandy beach macrofauna: a multi-scale analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 295: 1–20.

Defeo, O., Brazeiro, A., Alava, A. e Riestra, G. 1997. Is sandy beach only physically controlled? Role of substrate and competition in isopods. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 45: 453–462.

Defeo, O., Gomez, J. e Lercari, D. 2001. Testing the swash exclusion hypothesis in Sandy beach populations: the mole crab *Emerita brasiliensis* in Uruguay. *Marine Ecology Progress Series*, 212: 159–170.

Defeo, O., Jaramillo, E. e Lyonnet, A. 1992. Community structure and zonation of the macroinfauna on the atlantic coast of Uruguai. *Journal of Coastal Research*, 8: 830–839.

Defeo, O., McLachlan, A., Shoeman, D.S., Schlacher, A., Dugan, J., Jones, A., Lastra, M. e Scapini, F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: A review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81: 1–12.

Diaz, H. 1975. Life history pattern and population growth of the mole crab, *Emerita talpoida* (Say). Dissertação de PhD em Zoologia. Department, Duke University, Durham NC.

Dugan, J.E, Hubbard, D.M., McCrary, M.D. e Pierson, M.O. 2003. The response of macrofauna communities and shorebirds to macrophyte wrack subsidies on exposed sandy beaches of southern California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 25–40.

Dugan, J.E., Hubbard, D.M. e Lastra, M. 2000. Burrowing abilities and swash behavior of three crabs, *Emerita analoga* Stimpson, *Blepharipoda occidentalis* Randall, and

*Lepidopa californica* Efford (Anomura, Hippoidea), of exposed sandy beaches. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 255: 229–245.

Fanini, L., Cantarino, C.M. e Scapini, F. 2005. Relationships between the dynamics of two *Talitrus saltator* populations and the impacts of activities linked to tourism. Oceanologia, 47(1): 93–112.

Folk, R.L. e Ward, W.C. 1957. Brazos River bar, a study in significance of grain size parameters. Journal of Sedimentary Petrology, 27: 3–26.

Gheskiere, T., Vincx, M., Weslawski, J.M., Scapini, F. e Degraer, S. 2005. Meiofauna as descriptor of tourism-induced changes at sandy beaches. Marine Environmental Research, 60: 245–265.

Gianuca, N. M. 1998. Invertebrados bentônicos da praia. In: Seeliger, U.; Odebracht, C.; Castello, J.T. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio Grande: Ecoscientia, 127–128.

Gomez, J. e Defeo, O. 1999. Life history of the sandhopper *Pseudorchestoidea brasiliensis* (Amphipoda) in sandy beaches with contrasting morphodynamics. Marine Ecology Progress Series, 182: 209–220.

Hoefel, F.G., 1998. Morfologia de praias arenosas oceânicas: uma revisão bibliográfica. Itajaí: Editora da Univali.

IBGE. 2010. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. <http://www.ibge.gov.br/home/>. Consultado em 20/11/2010.

Jaramillo, E., Contreras, H. e Quijo'n, P. 1996. Macroinfauna and human disturbance in a sandy beach of South-Central Chile. Revista Chilena de Historia Natural, 69: 655–663.

Knox, G.A. 2000. The Ecology of Sea Shores. New York, CRC. 555p.

Lercari, D. e Defeo, O. 2003. Variation of a sandy beach macrobenthic community along a human-induced environmental gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 17–24.

Llewellyn, P.J. e Shackley, S.E. 1996. The effects of mechanical beach-cleaning on invertebrate populations. *British Wildlife*, 7: 147–155.

MacCord, F.S. e Amaral, A.C.Z. 2007. The reproductive cycle of *Scoelepis goodbodyi* (Polychaeta, Spionidae). *Marine Biology*, 151:1009–1020.

Malm, T., Råberg, S., Fell, S. e Carlsson, P. 2004. Effects of beach cast cleaning on beach quality, microbial food web, and littoral macrofaunal biodiversity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 60: 339–347.

Masselink, G. e Short, A.D. 1993. The effects of tide range on beach morphodynamics and morphology: a conceptual beach model. *Journal of Coastal Research*, 9: 785–800.

McLachlan, A. e Brown, A. 2006. *The Ecology of Sandy Shores*. 2 ed. New York: Academic Press.

McLachlan, A. e Dorvlo, A. 2005. Global patterns in sandy beach macrobenthic communities. *Journal of Coastal Research*, 21 (4): 674–687.

Moffett, M.D., McLachlan, A., Winter, P.E.D. e De Ruyck, A.M.C. 1998. Impact of trampling on sandy beach macrofauna. *Journal of Coastal Conservation*, 4: 87–90.

Nardi, M; Morgan, E. e Scapini, F. 2003. Seasonal variation in the free-running period in two *Talitrus saltator* populations from Italian beaches differing in morphodynamics and human disturbance. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 199–206.

Neves, F.M. e Bemvenuti, C.E. 2006. The ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) as a potential indicator of anthropic impact along the Rio Grande do Sul coast, Brazil. *Biological Conservation*, 133: 43–435.

Noy-Meir, I. 1979. Structure and function of desert ecosystems. *Israel Journal of Botany*, 28: 1–19.

PDU – Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano. 2002. Prefeitura Municipal de Pontal do Paraná. 214p.

Prefeitura Municipal de Barra do Sul. Disponível em [www.balneariobarradosul.sc.gov.br](http://www.balneariobarradosul.sc.gov.br). Acessado em 20/11/2010.

Schreiner, R. e Ozorio, C.P. 2003. Dinâmica da fauna de insetos do supralitoral numa praia do Atlântico Sul: Estudo de curta duração. *Biociências*, 11: 123–131.

Short, A.D. 1996. The role of wave height, period, slope, tide range and embaymentisation in beach classifications: a review. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 589–604.

Short, A.D. 1999. *Handbook of beach and shoreface morphodynamics*. John Wiley, London. 379p.

Soares, A. G. 2003. Sandy beach morphodynamics e macrobenthic communities in temperate, subtropical e tropical regions – A macroecological approach. Tese de doutorado. Faculty of Science at The University of Port Elizabeth, South Africa. 171p.

Souza, J.R.B. e Borzone, C.A. 2000. Population dynamics and secondary production of *Scolecopsis squamata* (Polychaeta: Spionidae) in an exposed sandy beach of southern Brazil. *Bulletin of Marine Science*, 67: 221–233.

Souza, J.R.B. e Borzone, C.A. 2007. Population dynamics and secondary production of *Euzonus furciferus* Ehlers (Polychaeta, Opheliidae) in an exposed sandy beach of



Southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 24 (4): 1139–1144.

Souza, J.R.B. e Gianuca, N.M. 1995. Zonation and seasonal variation of the intertidal macrofauna on a sandy beach of Paraná State, Brazil. *Scientia Marina*, 59: 103–111.

Suguio, K. 1973. *Introdução à sedimentologia*. Universidade de São Paulo.

Ugolini, A., Ungherese, G., Somigli, S., Galanti, G., Baroni, D., Borghini, F., Cipriani, N., Nebbiai, M., Passaponti, M. e Focardi, S. 2008. The amphipod *Talitrus saltator* as a bioindicator of human trampling on sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 65: 349–357.

Valentin, J. L. 2000. *Ecologia numérica: uma introdução à análise multivariada de dados ecológicos*. Rio de Janeiro: Interciência.

Veloso, V.G, Caetano, C.H.S e Cardoso, R.S. 2003. Composition, structure and zonation of intertidal macroinfauna in relation to physical factors in microtidal sandy beaches in Rio de Janeiro state, Brazil. *Scientia Marina*, 67(4): 393–402.

Veloso, V.G.; Neves, G. e Capper, L.A. 2011. Sensitivity of a cirrolanid isopod to human pressure. *Ecol. Indicators*, 11: 782–788.

Veloso, V.G, Sallorenzo, I.A., Ferreira, B.C.A. e Souza, G.N. 2009. *Atlantorchestoidea brasiliensis* (crustacea: amphipoda) as an indicator of disturbance caused by urbanization of a beach ecosystem. *Brazilian Journal of Oceanography*, 58 (1):13–21.

Veloso, V.G. e Cardoso, R.S. 2001. The effects of morphodynamics on the spatial and temporal variation of the macrofauna of three sandy beaches on the Rio de Janeiro State, Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 81: 369–375.

Veloso, V.G., Cardoso, R.S e Fonseca, D.B. 1997. Spatiotemporal characterization of intertidal macrofauna at Prainha Beach (Rio de Janeiro State). *Oecologia Brasiliensis*, 3: 213–225.

Veloso, V.G., Neves, G., Lozano, M., Perez-Hurtado, A., Gago, C.G., Hortas, F. e Garcia, F. 2008. Responses of talitrid amphipods to a gradient of recreational pressure caused by beach urbanization. *Marine Ecology*, 29 (1): 126–133.

Veloso, V.G., Silva, E.S., Caetano, C.H.S. e Cardoso, R.S. 2006. Comparison between the macroinfauna of urbanized and protected beaches in Rio de Janeiro State, Brazil. *Biological Conservation*, 127: 510–515.

Viana, M.G. 2006. Efeito de Atividades Antrópicas sobre a Distribuição Espacial da Macrofauna Bentônica das Praias Arenosas do Icaraí e Cumbuco no Litoral Oeste do Ceará. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 66p.

Viana, M.G. 2008. Avaliação de efeitos antrópicos sobre a distribuição do poliqueta *Euzonus furciferus* (Ehlers, 1897) na praia do Cassino - RS, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande. 120p.

Weslawski, J.M., Malinga, B.U., Kotwicki, L., Opalinski, K., Szymelfenig, M. e Dutkowskib, M. 2000. Sandy Coastlines – are there conflicts between recreation and natural values?. *Oceanological Studies*, 29 (2): 5–18.

Wolcott, T.G. e Wolcott, D.L. 1984. Impact of off-road vehicles on macroinvertebrates of a mid-Atlantic beach. *Biological Conservation*, 29 (3): 217–240.

### III. Capítulo II - *Relações entre a densidade populacional de Ocypode quadrata (Fabricius, 1798) e as atividades recreativas*

#### III.1 – Introdução

Os caranguejos pertencentes ao gênero *Ocypode* (Fabricius, 1798) são os membros mais amplamente distribuídos da família Ocypodidae, sendo comumente encontrados em praias arenosas tropicais e subtropicais do mundo inteiro (McLachlan e Brown, 2006). Na costa brasileira o gênero é representado por uma única espécie, *Ocypode quadrata*, conhecido vulgarmente como vasa-maré, guaruçá, guriçá, maria-farinha ou siripadoca (Melo, 1996), a qual se distribui desde as praias arenosas do estado do Pará até o Rio Grande do Sul, incluindo algumas praias dentro de estuários (Rosa e Borzone, 2008).

Os indivíduos dessa espécie habitam praias arenosas de diversos estados morfodinâmicos, construindo tocas semi-permanentemente abertas desde o médio e supralitoral do ambiente praial até a área de encosta das dunas ou restinga (Melo, 1996; Alberto e Fontoura, 1999; Turra *et al.*, 2005), assim como seus congêneres *Ocypode cordimana* (Desmarest, 1825), *Ocypode ceratophthalmus* (Pallas, 1772), *Ocypode cursor* (Linnaeus, 1758) e *Ocypode gaudichaudii* (Milne Edwards e Lucas, 1843). No litoral paranaense, Felix *et al.*, (2005), observaram que os caranguejos *O. quadrata* são mais ativos durante o período matutino devido a maré baixa e as condições de tempo. Em contrapartida, nas praias da América do Norte, essa espécie apresenta um período de atividade noturna utilizado para alimentação, enquanto que durante o dia os indivíduos permanecem nas suas tocas (Steiner e Leatherman, 1981; Wolcott e Wolcott, 1984).

Em uma praia arenosa do litoral sul do Brasil, Alberto e Fontoura (1999) constataram a presença de caranguejos jovens em praticamente todas as amostragens (2 anos) sugerindo que a reprodução desses indivíduos ocorre durante todo o ano. Em adição, evidenciaram a predominância de indivíduos jovens na região mediana do mediolitoral e no supralitoral, enquanto os adultos ocupavam somente o supralitoral. Estes organismos apresentam grande importância ecológica como consumidores de detritos orgânicos e transferidores de energia entre diferentes níveis tróficos (Wolcott e Wolcott, 1984).

Alguns estudos sugerem que esta espécie pode ser bastante sensível as alterações climáticas, como variações na temperatura, direção e intensidade do vento e altura das ondas, sendo que, em condições adversas, dificilmente pode-se observar algum sinal da espécie nas praias (Wolcott, 1978; Alberto e Fontoura, 1999). Na praia do Pinhal (Rio Grande do Sul), Alberto e Fontoura (1999) observaram que o limite mínimo de temperatura suportado por caranguejos (*Ocypode quadrata*) foi de 16 °C, sendo que os animais voltam a atividade quando a temperatura diária atinge níveis mais altos. Em adição, os autores constataram que, mesmo em temperaturas ideais (~25 °C), a presença de vento Nordeste, com intensidade moderada a forte, leva os caranguejos a se refugiarem nas tocas.

Além das adversidades naturais, as populações de *O. quadrata* em praias com elevado grau de urbanização, são submetidas a uma série de perturbações como supressão do habitat, pisoteamento por pessoas, deposição de lixo, tráfego de veículos e em algumas praias o reviramento do sedimento causado pelos veículos responsáveis pela limpeza das mesmas (Steiner e Leatherman, 1981; Wolcott e Wolcott, 1984; Turra *et al.*, 2005; Blankensteyn, 2006; Neves e Benvenuti, 2006; Magalhães *et al.*, 2009).

Uma vez que a estimativa da densidade populacional por meio da contagem de tocas é uma técnica muito simples e rápida (Warren, 1990), os caranguejos do gênero *Ocypode* vêm sendo freqüentemente utilizados como bioindicadores de perturbações antrópicas em praias oceânicas no mundo inteiro (Barros, 2001; Sclacher *et al.*, 2007; Lucrezi *et al.*, 2009). Sendo que a baixa abundância de caranguejos tem sido registrada em áreas com alto grau de urbanização e atividades recreativas tais como tráfego de veículos automotores (*off-road*) e pisoteio de pedestres em várias praias (Steiner e Leatherman, 1981; Wolcott e Wolcott, 1984; Barros, 2001; Blankensteyn, 2006; Moss e McPhee, 2006; Neves e Bemvenuti, 2006; Sclacher *et al.*, 2007; Araujo *et al.*, 2008; Souza *et al.*, 2008; Lucrezi *et al.*, 2009; Magalhães *et al.*, 2009).

## **III.2 – Hipótese e Objetivos**

### **III.2.1 – Hipótese**

A alta intensidade das atividades recreativas (maior número de banhistas) observada no setor urbanizado ocasiona uma redução na abundância de tocas de *Ocypode quadrata* neste local, em contrapartida, o setor não urbanizado apresenta maior número de tocas devido à baixa intensidade das atividades recreativas (menor número de banhistas).

### **III.2.2 – Objetivo Geral**

Analisar o efeito das atividades recreativas sobre o número de tocas de *Ocypode quadrata* em duas praias arenosas: Balneário Shangri-lá (Pontal do Paraná, Paraná) e Balneário Barra do Sul (Santa Catarina), e em dois setores próximos de cada praia, um sem e outro com urbanização.

### **III.2.3 – Objetivos Específicos**

- 1) Comparar a intensidade das atividades recreativas entre o setor não urbanizado e urbanizado de cada praia;
- 2) Comparar o número de tocas de *Ocypode quadrata* entre o setor não urbanizado e urbanizado de cada praia;

### **III.3 – Metodologia**

#### **III.3.1 – Área de Estudo**

As praias selecionadas para este estudo foram o Balneário Shangri-lá (Paraná) e Barra do Sul (Santa Catarina), ambas localizadas no litoral sul do Brasil (Figura 1, capítulo 1). Em cada praia foi identificado, no mesmo arco praial, um setor denominado não urbanizado (NU) em virtude da ausência de construções urbanas e ao baixo número de freqüentadores e outro categorizado como urbanizado (U) em decorrência de uma elevada urbanização evidenciada pela presença de edifícios, construções de veraneio, ruas pavimentadas, as quais propiciam concentração acentuada de pessoas durante a temporada de verão. Uma descrição detalhada dos setores de cada praia pode ser encontrada nas páginas 13 e 14 do capítulo 1.

#### **III.3.2. – Delineamento amostral**

As amostragens de *O. quadrata* ocorreram durante o verão e inverno de 2009 tanto no setor não urbanizado quanto no setor urbanizado de cada praia. Em cada estação foram realizadas 4 amostragens (Tabela 1) sempre em dias de tempo bom durante o período matutino. A amostragem consistiu na contagem do número de tocas ativas dos caranguejos ao longo de 10 transecções, distribuídas aleatoriamente, perpendiculares a linha d'água. Para a quantificação das tocas foram utilizados quadrados de 1m<sup>2</sup>, os quais percorreram toda a transecção, desde o início da vegetação até a última toca encontrada dentro da área delimitada (50 m de extensão). Desta forma, foi possível abranger toda a área de distribuição dos caranguejos presentes na região intermareal dos setores.

Simultaneamente, foi realizada a contagem do número de banhistas presentes em cada setor (NU e U) das praias, para posteriormente verificar a intensidade da atividade recreativa. O número de banhistas também foi quantificado 4 vezes (dias) em cada estação (verão e inverno) durante 5 horas consecutivas (entre 9:00 e 14:00h) a cada 30 min.

Para a caracterização física dos setores, 10 amostras sedimentológicas foram coletadas, ao longo de uma transecção, tanto no verão quanto no inverno. A declividade

do perfil praiial da transecção foi mensurada pela diferença da altura entre a linha de detritos e a linha d'água.

A altura das ondas foi estimada visualmente e o período medido com o uso de um cronômetro. O estágio morfodinâmico de cada setor das praias amostradas foi obtido a partir do cálculo do parâmetro de Dean (1973):  $\Omega = H_b/W_s \cdot T$ , onde  $H_b$  é a altura da onda na arrebentação,  $W_s$  a velocidade de decantação do sedimento e  $T$  o período da onda.

O diâmetro dos grãos de areia foi obtido, em laboratório, através de técnicas de peneiramento (escala  $\Phi$ ) (Suguio, 1973). Estes dados foram computados de acordo com o método Folk e Ward (1953) gerando todos os parâmetros estatísticos do sedimento (média, grau de seleção, assimetria e curtose).

Tabela 1 – Cronograma das amostragens realizadas durante o período de verão e inverno no Balneário Shangri-lá e Barra do Sul.

Amostragem	Verão		Inverno	
	Shangri-lá	Barra do Sul	Shangri-lá	Barra do Sul
1	10/01/2009	31/01/2009	18/07/2009	11/07/2009
2	24/01/2009	1º/02/2009	19/07/2009	12/07/2009
3	25/01/2009	14/02/2009	01/08/2009	25/07/2009
4	07/02/2009	15/02/2009	02/08/2009	26/07/2009

### III.3.3 – Análise de dados

Os dados do Balneário Shangri-lá e Barra do Sul foram analisados separadamente. Para cada praia, os dados tiveram que ser transformados por  $\log(x+1)$  para atingirem a homocedasticidade testada através do Teste de Cochran (Underwood, 1997). A ANOVA bifatorial (setor x estação do ano) foi usada para comparar tanto as abundâncias de banhistas quanto as abundâncias lineares de tocas de *O. quadrata* entre os setores e estações. Para tanto foram utilizados dois fatores fixos: setor (não urbanizado e urbanizado) e estação (verão e inverno). Nos casos em que a ANOVA bifatorial indicou diferenças significativas nas variáveis dependentes (banhistas e tocas de caranguejos) entre os fatores analisados (setores e estações), estas foram discriminadas através do teste de comparação múltipla das médias de Student-Newman-Keuls (SNK).

### III.4 – Resultados

#### III.4.1 – Balneário Shangri-lá

Em geral, os setores não urbanizado e urbanizado apresentaram características morfológicas e sedimentares muito similares nas duas estações de amostragem. Os perfis praias foram extensos e com inclinação suave (Figura 1). A granulometria dos setores foi composta por areia fina, bem selecionada, aproximadamente simétrica e com distribuição mesocúrtica (Tabela 2). A altura das ondas variou de 110 a 180 cm e o período de 9 a 11s. Independentemente da estação, ambos os setores foram classificados morfodinamicamente como dissipativos (Tabela 2).

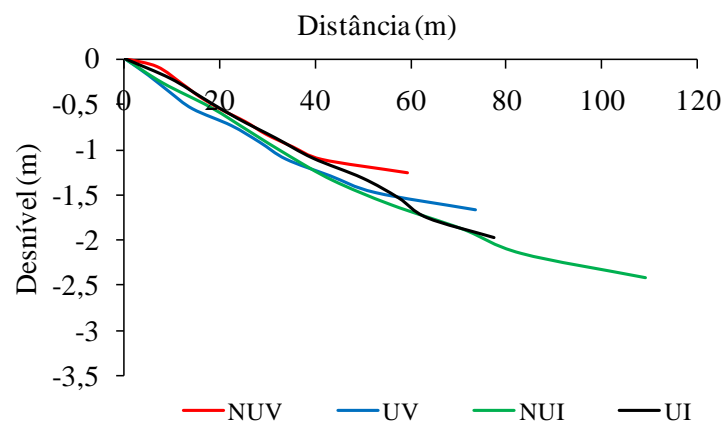


Figura 1 – Perfil praias do Balneário Shangri-lá: setor não urbanizado verão (**NUV**); setor urbanizado verão (**UV**); setor não urbanizado inverno (**NUI**); setor urbanizado inverno (**UI**).



Tabela 2 – Parâmetros sedimentológicos (**DM**= diâmetro médio do grão; **SEL**= grau de seleção; **ASS** = assimetria; **CUR**= curtose) e morfodinâmicos (**Hb**= altura da onda; **T**= período da onda; **Ws**= velocidade de decantação do sedimento; **Ω**= ômega) dos setores não urbanizado (**NU**) e urbanizado (**U**) do Balneário Shangri-lá.

	Verão		Inverno	
	NU	U	NU	U
<b>DM (Φ)</b>	2.90	2.60	2.60	2.70
<b>SEL (Φ)</b>	0.38	0.44	0.49	0.45
<b>ASS (Φ)</b>	-0.04	0.02	-0.05	-0.04
<b>CUR (Φ)</b>	0.88	0.97	1.01	0.96
<b>Hb (cm)</b>	110	110	150	180
<b>T (s)</b>	10	9	11	11
<b>Ws (cm/s)</b>	1.39	1.91	1.91	1.72
<b>Ω</b>	7.89	6.41	7.15	9.49

Comparações referentes à abundância de banhistas revelaram diferenças entre os setores, sendo as maiores abundâncias registradas no setor urbanizado (Tabela 3). No período de verão, o setor urbanizado comportou um maior número de banhistas (SNK:  $p < 0,001$ ) enquanto que no inverno, ambos os setores apresentaram baixo número de banhistas (SNK:  $p > 0,05$ ) (Figura 2). Interações entre setores e estações também foram detectadas (Tabela 3).

Tabela 3 – Resultados da ANOVA bifatorial da abundância de banhistas entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Shangri-lá durante as estações de verão e inverno.

	g.l.	MQ	F	p
<b>Setor</b>	1	22380,20	70,5790	<0,0001
<b>Estação</b>	1	21756,20	68,6110	<0,0001
<b>Setor*Estação</b>	1	20463,30	64,5340	<0,0001
<b>Resíduo</b>	156	317,10		

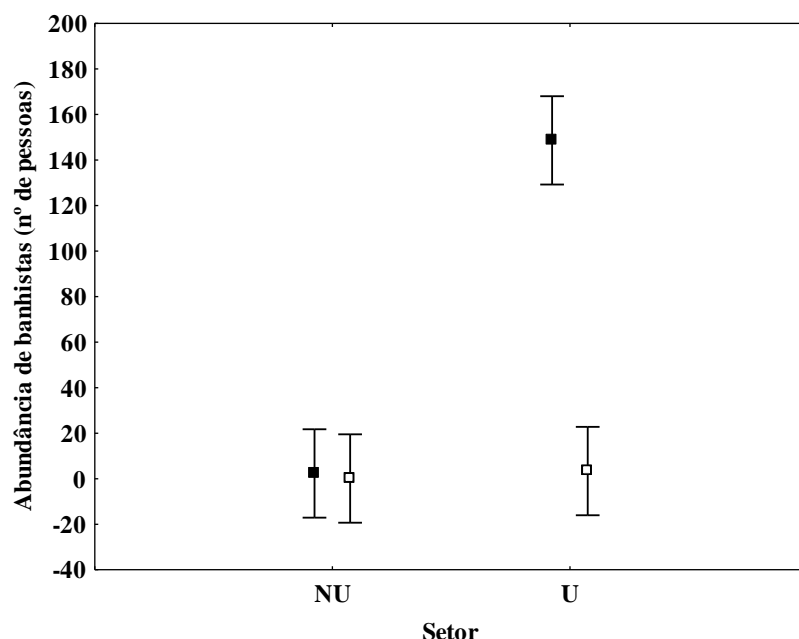


Figura 2 – Abundância média ( $\pm$ intervalo de confiança de 95 %) de banhistas no setor não urbanizado (NU) e urbanizado (U) registrada no Balneário Shangri-lá durante as amostragens de verão (■) e inverno (□).

Ao longo das amostragens realizadas no Balneário Shangri-lá, 581 tocas foram contabilizadas, sendo que 93,6 % delas foram encontradas no setor não urbanizado ( $n = 544$  tocas). A abundância linear de tocas de *O. quadrata* foi significativamente maior no setor não urbanizado (Tabela 4) tanto no período de verão (SNK:  $p = <0,001$ ) quanto no de inverno (SNK:  $p = <0,001$ ) (Figura 3). Entretanto, não foi detectada diferença significativa entre as estações, fato este evidenciado pelas baixas flutuações verão-inverno na abundância de caranguejos. Interações entre setores e estações foram registradas (Tabela 4).

Tabela 4 – Resultados da ANOVA bifatorial da abundância linear de tocas de *Ocypode quadrata* entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Shangri-lá durante as estações de verão e inverno.

	<b>g.l.</b>	<b>MQ</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
<b>Setor</b>	1	1606,56	215,9843	<0,0001
<b>Estação</b>	1	6,00	3,7719	0,0540
<b>Setor*Estação</b>	1	124,20	16,7049	<0,0001
<b>Resíduo</b>	156	7,44		

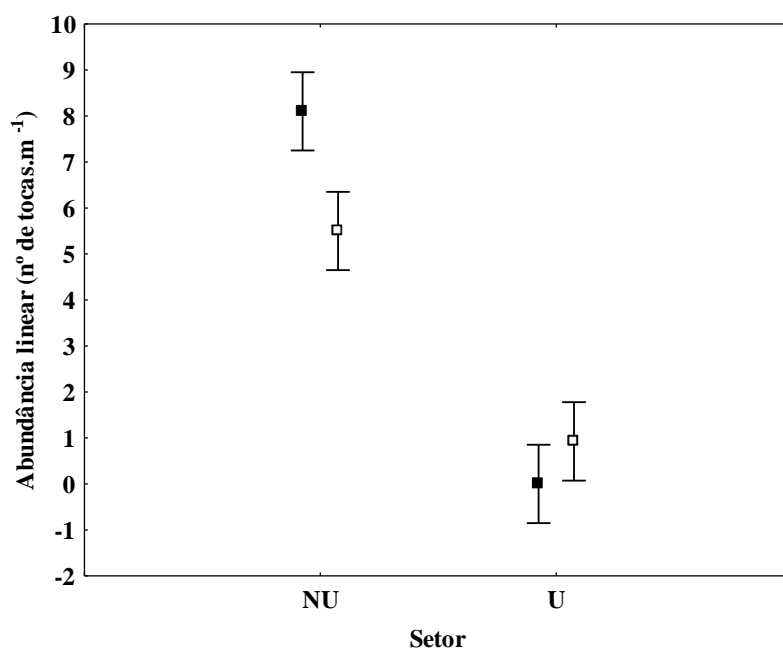


Figura 3 – Abundância linear média (intervalo de confiança de 95 %) de tocas de *Ocypode quadrata* no setor não urbanizado (NU) e urbanizado (U) registrada no Balneário Shangri-lá durante as amostragens de verão (■) e inverno (□).

#### III.4.2 – Balneário Barra do Sul

Os setores não urbanizado e urbanizado apresentaram um perfil praial estreito com inclinação pronunciada em ambas as estações (Figura 4). Os valores de seleção e curtose do sedimento foram bem similares entre os setores, sendo o sedimento classificado como moderadamente selecionado e com distribuição mesocúrtica nos dois períodos de amostragem (Tabela 5). Todavia, os setores diferiram quanto a três aspectos: diâmetro do grão, assimetria do sedimento e a morfodinâmica da face praial. Assim, o setor não urbanizado apresentou sedimento composto por grãos de areia média (mín: 1,0 phi; máx: 1,5 phi) com assimetria positiva e morfodinamismo refletivo, enquanto que, o setor urbanizado foi classificado como intermediário composto por grãos menores, principalmente no verão (mín: 1,4 phi; máx: 1,9 phi), aproximadamente simétricos (Tabela 5).

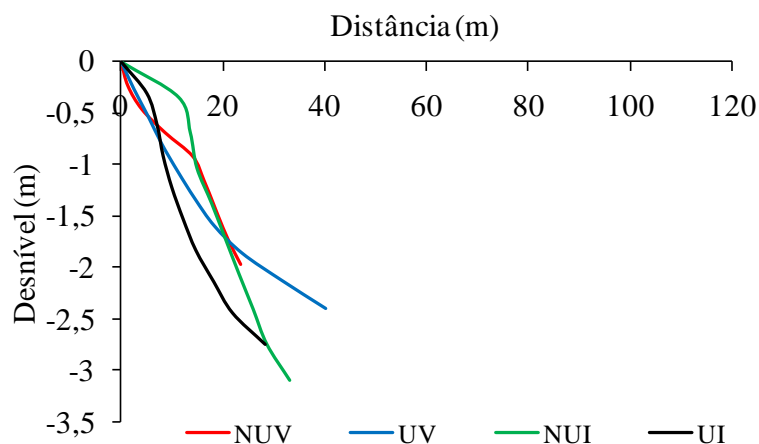


Figura 4 – Perfil praiado do Balneário Barra do Sul: setor não urbanizado verão (**NUV**); setor urbanizado verão (**UV**); setor não urbanizado inverno (**NUI**); setor urbanizado inverno (**UI**).

Tabela 5 – Parâmetros sedimentológicos (**DM**= diâmetro médio do grão; **SEL**= grau de seleção; **ASS** = assimetria; **CUR**= curtose) e morfodinâmicos (**Hb**= altura da onda; **T**= período da onda; **Ws**= velocidade de decantação do sedimento; **Ω**= ômega) dos setores não urbanizado (**NU**) e urbanizado (**U**) do Balneário Barra do Sul.

	Verão		Inverno	
	NU	U	NU	U
<b>DM (<math>\Phi</math>)</b>	1.21	1.71	1.20	1.37
<b>SEL (<math>\Phi</math>)</b>	0.54	0.51	0.55	0.52
<b>ASS (<math>\Phi</math>)</b>	0.16	0.05	0.15	0.09
<b>CUR (<math>\Phi</math>)</b>	0.96	0.92	0.92	0.94
<b>Hb (cm)</b>	110	120	70	100
<b>T (s)</b>	11	11	8	7
<b>Ws (cm/s)</b>	6.38	4.37	6.38	5.45
<b>Ω</b>	1.57	2.55	1.37	2.48

O número de banhistas registrado nas amostragens de verão foi significativamente maior no setor urbanizado em comparação ao não urbanizado (SNK:  $p = <0,05$ ) (Figura 5). No período de inverno não houve diferenças quanto a abundância de banhistas entre os setores (SNK:  $p = >0,05$ ). Além disso, não houve diferenças significativas entre as estações (Tabela 6).

Tabela 6 – Resultados da ANOVA bifatorial da abundância de banhistas entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Barra do Sul durante as estações de verão e inverno.

	<b>g.l.</b>	<b>MQ</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
<b>Setor</b>	1	1455,42	4,9444	0,0461
<b>Estação</b>	1	1112,22	3,7785	0,0757
<b>Setor*Estação</b>	1	1108,89	3,7672	0,0761
<b>Resíduo</b>	12	317,10		

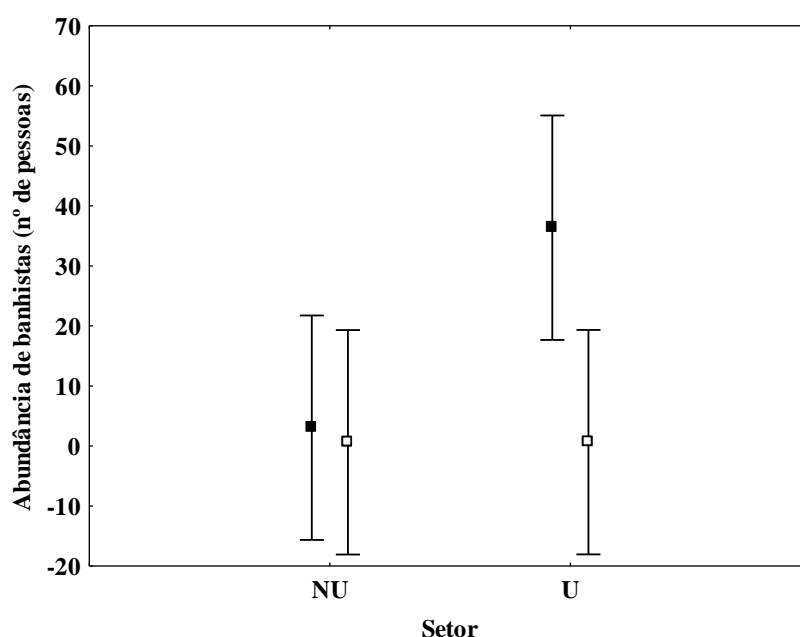


Figura 5 – Abundância média (intervalo de confiança de 95 %) de banhistas no setor não urbanizado (NU) e urbanizado (U) registrada no Balneário Barra do Sul durante as amostragens de verão (■) e inverno (□).

Durante as amostragens dos caranguejos foram registradas 666 tocas, sendo a maioria destas (aprox. 63 %) encontradas no setor não urbanizado ( $n = 419$  tocas). O resultado da análise estatística indicou diferenças significativas na abundância linear das tocas para todos os fatores testados (Tabela 7). No verão, a abundância de caranguejos foi baixa em ambos os setores (SNK:  $p = <0,05$ ). Em contrapartida, na situação de inverno, foi registrada maior abundância de tocas no setor não urbanizado (SNK:  $p = <0,001$ ; Figura 6).

Tabela 7 – Resultados da ANOVA bifatorial da abundância linear de tocas de *Ocypode quadrata* entre os setores não urbanizado e urbanizado do Balneário Barra do Sul durante as estações de verão e inverno.

	<b>g.l.</b>	<b>MQ</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
<b>Setor</b>	1	184,90	11,9743	<0,0001
<b>Estação</b>	1	198,03	12,8243	<0,0001
<b>Setor*Estação</b>	1	90,00	5,8285	0,0169
<b>Resíduo</b>	156	15,44		

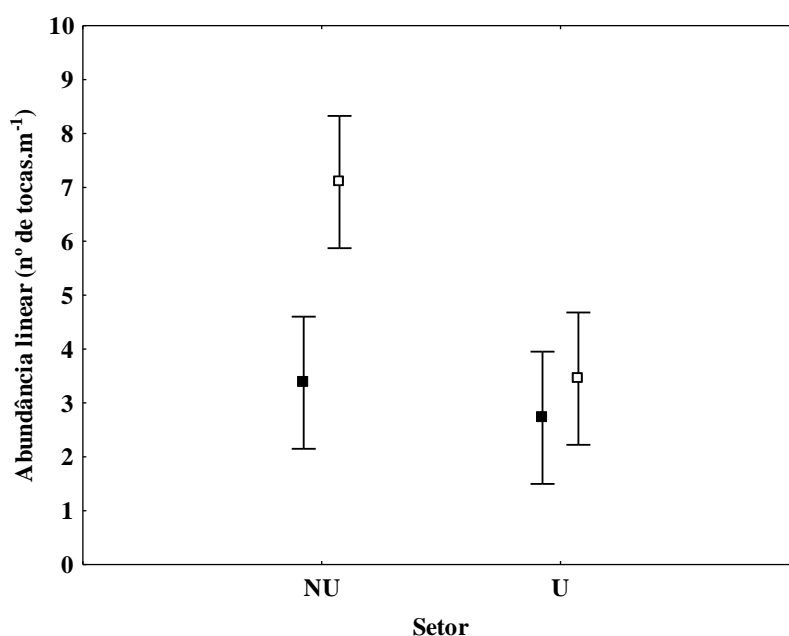


Figura 6 – Abundância linear média (intervalo de confiança de 95 %) de tocas de *Ocypode quadrata* no setor não urbanizado (NU) e urbanizado (U) registrada no Balneário Barra do Sul durante as amostragens de verão (■) e inverno (□).

### III.5 – Discussão

A hipótese testada no presente estudo, de que o setor não urbanizado (menor número de banhistas) possui maior abundância de tocas de *Ocypode quadrata* em comparação ao setor urbanizado (maior número de banhistas) foi corroborada tanto no verão quanto no inverno apenas para uma das praias analisadas, o Balneário Shangri-lá. Esta praia possui características morfodinâmicas dissipativas, face praial extensa e plana e sedimento fino compactado, as quais favorecem a prática de várias atividades (caminhadas, corridas e jogos).

Baixas densidades de *O. quadrata* em praias com alto grau de impacto antrópico também foram registradas por outros autores no litoral de Pernambuco (Souza *et al.*, 2008), Bahia (Magalhães *et al.*, 2009), Espírito Santo (Araujo *et al.*, 2008), Santa Catarina (Blankensteyn, 2006) e Rio Grande do Sul (Neves e Benvenuti, 2006). Avaliações realizadas por Steiner e Leatherman (1981), na costa oeste de Virginia (E.U.A) apontaram que o tipo e o grau do distúrbio antrópico causam efeitos distintos na população de *O. quadrata*. Neste estudo, os autores verificaram que a presença de pessoas parece ser menos prejudicial aos caranguejos do que o tráfego de veículos. Em Queensland, na Austrália, Lucrezi *et al.*, (2009), observaram que a distribuição da densidade de tocas de *O. ceratophthalmus* e *O. cordimana* variou significativamente com o nível de distúrbio antrópico, com baixas densidades em áreas intensivamente pisoteadas por pessoas e onde as dunas haviam sido substituídas por muros de concreto.

Os resultados de Barros (2001), na costa australiana, claramente mostraram que o número de tocas de *O. cordimana* foi menor em praias urbanizadas (intensa atividade recreativa) do que nas praias não urbanizadas. O autor sugere que esta espécie pode apresentar diferenças comportamentais entre praias não urbanizadas e urbanizadas, assim, os caranguejos que habitam locais urbanizados deixariam de construir e permanecer nas suas tocas, como fazem aqueles indivíduos presentes nos locais não urbanizados.

De acordo com Lucrezi *et al.*, (2009), reduções no número de tocas de caranguejos são indicativos de efeitos negativos sobre as densidades populacionais, entretanto as causas desse declínio permanecem desconhecidas. Desta forma destacam-se como possíveis razões da diminuição dos caranguejos: 1) esmagamento direto através do pisoteio; 2) caranguejos podem simplesmente tampar as tocas e não re-emergir; 3) o

pisoteio pode diminuir a estabilidade do sedimento causando colapso nas aberturas das tocas e 4) mudanças no metabolismo, reprodução e comportamento dos caranguejos. Além disso, o pisoteio associado as atividades recreativas pode afetar a distribuição de muitas espécies macrobentônicas (capítulo 1), reduzindo a diversidade e os estoques de itens alimentares disponíveis aos caranguejos.

No Balneário Barra do Sul, durante a estação de verão, o número de tocas dos caranguejos não diferiu significativamente entre os setores, sendo as abundâncias de tocas baixas tanto no setor não urbanizado quanto no urbanizado. Desta forma, os impactos decorrentes da alta urbanização e atividade recreativa presentes no setor urbanizado parecem ser insuficientes a ponto de gerar efeitos negativos significativos sobre uma população que já é escassa. Além disso, em praias refletivas, como é o caso de Barra do Sul, a magnitude do volume de sedimento removido pelos efeitos dos distúrbios mecânicos produzidos pelos usuários deve ser menor do que aquela gerada naturalmente pelas correntes e ondas do local (Jaramillo *et al.*, 1996). Características como face praiar curta e íngreme, típicas de estágios morfodinâmicos refletivos, acabam restringindo à prática de esportes na areia (jogos de vôlei, futebol, entre outros).

O elevado número de tocas registrado no setor não urbanizado do Balneário Barra do Sul, durante o período de inverno, pode estar relacionado a maior disponibilidade de alimento aos caranguejos devido as altas abundâncias de *Emerita brasiliensis* observadas nas amostragens de inverno da macrofauna bentônica (capítulo 1). Indivíduos de locais próximos poderiam ter imigrado para este setor (não urbanizado) ao se depararem com uma boa fonte de alimento (*E. brasiliensis*), iniciando desta forma, a construção de novas tocas. De acordo com Fales (1976), caranguejos *O. quadrata* possuem hábito de capturar bivalves e tatuíras. Hillesheim (2005), em uma praia refletiva do litoral catarinense, analisou o conteúdo estomacal de indivíduos dessa espécie e identificou 16 itens componentes da dieta natural, sendo *E. brasiliensis* um dos principais itens alimentares.

As densidades de tocas dos caranguejos do gênero *Ocypode* têm sido utilizadas como indicadores ecológicos de impactos antrópicos em áreas urbanizadas (Barros, 2001; Blankensteyn, 2006; Neves e Benvenuti, 2006; Lucrezi *et al.*, 2009; Magalhães *et al.*, 2009), bem como na avaliação das consequências ecológicas sob circunstâncias de tráfego de pedestres e de veículos em praias arenosas ao redor do mundo (Steiner e



Leatherman, 1981; Wolcott e Wolcott, 1984; Moss e McPhee, 2006; Schlacher *et al.*, 2007, Lucrezi *et al.*, 2009).

Embora o presente estudo não tenha avaliado o impacto dos veículos, tal atividade não pode ser totalmente desconsiderada tendo em vista que no Balneário Shangri-lá, mesmo proibida, a atividade é constantemente realizada por moradores e turistas (observação pessoal). Em praias dissipativas do Rio Grande do Sul, Neves e Benvenuti (2006), notaram a diminuição no número de tocas de *O. quadrata* em consequência da compactação do sedimento ocasionada pela passagem dos veículos. Relações similares também foram obtidos para *O. cordinama* na Austrália (Moss e McPhee, 2006) e *O. quadrata* nos E.U.A. (Steiner e Leatherman, 1981).

Wolcott e Wolcott (1984) constataram que o hábito de permanecer nas tocas é um importante fator para a sobrevivência da espécie em praias afetadas por veículos, entretanto, Schlacher *et al.*, (2007) observaram que as tocas oferecem proteção parcial ao esmagamento, sendo que a mortalidade dos caranguejos dentro das tocas está fortemente associada a profundidade da toca. Os autores verificaram que indivíduos enterrados até 25 cm de profundidade apresentam altas taxas de mortalidade. Ambos os estudos ressaltaram a alta vulnerabilidade ao esmagamento direto durante o período de forrageio realizado na superfície do sedimento.

A contagem do número de tocas de caranguejos é considerada uma ferramenta rápida, prática e simples que pode ser empregada no processo de avaliação do grau do impacto ecológico causado pelas interferências antrópicas nos ecossistemas praias (Barros, 2001). A construção de ruas e edifícios imediatamente acima das dunas resulta em alterações no balanço sedimentar do sistema praia/duna, e potencialmente, pode interferir na movimentação dos animais, como os caranguejos. Assim, recomenda-se que a contagem do número de caranguejos inclua estudos morfológicos e/ou ecológicos dos sistemas de dunas, haja vista que a modificação de tais ambientes pode afetar parte do habitat destes animais (Barros, *op cit* 2001, Magalhães *et al.*, 2009).

### III.6 – Conclusões

- Tanto na praia dissipativa (Shangri-lá) quanto na refletiva a intermediária (Barra do Sul) os setores apresentaram graus de atividades recreativas distintos somente na amostragem de verão. Sendo assim, o setor não urbanizado e o urbanizado apresentaram baixa e alta atividade recreativa, respectivamente;
- Em Shangri-lá, o setor não urbanizado apresentou maior abundância de tocas de *Ocypode quadrata* do que o urbanizado em ambos os períodos de amostragem (verão e inverno);
- Na Barra do Sul, os setores apresentaram baixa abundância de tocas de *O. quadrata* na amostragem de verão, por outro lado no inverno, foi registrado elevado número de tocas apenas no setor não urbanizado.

### III.7 – Referências Bibliográficas

- Alberto, R.M.F. e Fontoura, N.F. 1999. Distribuição e estrutura etária de *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) em praia arenosa do litoral sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, 59: 95–108.
- Araujo, C.C.V., Rosa, D.M. e Fernandes, J.M. 2008. Densidade e distribuição espacial do caranguejo *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Ocypodidae) em três praias arenosas do Espírito Santo, Brasil. *Biotemas*, 21 (4): 73–80.
- Barros, F., Borzone, C.A. e Rosso, S. 2001. Macroinfauna of six beaches near Guaratuba Bay, southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 44: 351–364.
- Blankensteyn, A. 2006. O uso do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius) (Crustacea, Ocypodidae) como indicador de impactos antropogênicos em praias arenosas da Ilha de Santa Catarina, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(3): 870–876.
- Dean, R.G. 1973. Heuristic models of sand transport in the surf zone. *Proceeding of the Conferences on engineering dynamics in the surf zone*. Sydney, NSW. 208–214.
- Fales, R.R. 1976. Apparent predation on the mole crab *Emerita talpoida* (Say) by the ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius). *Chesapeake Sci., Sollomons*, 17 (1): 65.
- Félix, F.C., Queiroz, G.M.N., Borzone, C.A., Natividade, C.D., Neves, C.S. e Elisa, M. 2005. Atividade diurna de *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) em uma praia arenosa em Pontal do Sul, PR, Brasil. In: XI Anais do Congresso Latino Americano de Ciências Del Mar. p. 271.
- Folk, R.L. e Ward, W.C. 1953. Brazos River bar: a study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27: 3–26.

Hillesheim, J.C. 2005. Bioecologia do caranguejo maria-farinha *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787), na região da praia Brava, Itajaí, SC, Brasil. Monografia (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade do Vale do Itajaí, Itajaí. 47p.

Jaramillo, E., Contreras, H. e Quijón, P. 1996. Macroinfauna and human disturbance in a sandy beach of South-Central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 655–663.

Lucrezi, S., Schlacher, T.A e Walker, S. 2009. Monitoring human impacts on sandy shore ecosystems: a test of ghost crabs (*Ocypode* spp.) as biological indicators on an urban beach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152: 413–424.

Magalhães, W.F, Lima, J.B., Barros, F. e Dominguez, J.M.L. 2009. Is *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) a useful tool for exposed Sandy beaches management in Bahia state (northeast Brazil)? *Brazilian Journal of Oceanography*, 57 (2): 149–152.

McLachlan, A. e Brown, A. 2006. *The Ecology of Sandy Shores*. 2 ed. New York: Academic Press.

Melo, G.A.S. 1996. Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro. Plêiade.

Moss, D., e McPhee, D.P. 2006. The impacts of recreational four-wheel driving on the abundance of the ghost crab (*Ocypode cordimanus*) on subtropical beaches in SE Queensland. *Coastal Management*, 34: 133–140.

Neves, F.M. e Bemvenuti, C.E. 2006. The ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) as a potential indicator of anthropic impact along the Rio Grande do Sul coast, Brazil. *Biological Conservation*, 133: 43–435.

Rosa, L.C. e Borzone, C.A. 2008. Spatial distribution of the *Ocypode quadrata* (Crustacea: Ocypodidae) along estuarine environments in the Paranaguá Bay Complex, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25 (3): 383–388.

Schlacher, T.A., Thompson, L. e Price, S. 2007. Vehicles versus conservation of invertebrates on sandy beaches: mortalities inflicted by off-road vehicles on ghost crabs. *Marine Ecology*, 28: 354–367.

Souza, J.R.B., Lavoie, N., Bonifácio, P.H. e Rocha, C.M.C. 2008. Distribution of *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) on Sandy beaches of northeastern Brazil. *Atlântica*, 30 (2): 139–145.

Steiner, A. J. e Leatherman, S.P. 1981. Recreational impacts on the distribution of ghost crabs *Ocypode quadrata* Fab. *Biological Conservation*, 20: 111–122.

Suguio, K. 1973. Introdução à sedimentologia. Universidade de São Paulo.

Turra, A., Gonçalves, M.A.O. e Denadai, M.R. 2005. Spatial distribution of the ghost crab *Ocypode quadrata* in low-energy tide-dominated sandy beaches. *Journal of Natural History*, 39: 2163–2177.

Underwood, A. J. 1997. *Experiments in Ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge, 504p.

Warren, J. H. 1990. The use of open burrows to estimate abundances of intertidal estuarine crabs. *Australian Journal of Ecology*, 15: 277–280.

Wolcott, T.G. 1978. Ecological role of ghost crabs, *Ocypode quadrata* (Fabricius) on an ocean beach: scavengers or predators? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 31: 67–82.

Wolcott, T.G. e Wolcott, D.L. 1984. Impact of off-road vehicles on macroinvertebrates of a mid-Atlantic beach. *Biological Conservation*, 29 (3): 217–240.

#### IV. Considerações Finais e Recomendações

O elevado número de banhistas associado a prática de atividades recreativas juntamente com a urbanização presente no setor urbanizado de Shangri-lá e da Barra do Sul ocasionaram alterações na biota dessas praias como:

- perda de espécies: *Bledius bonariensis* e *Ocypode quadrata* e;
- redução nas abundâncias de *Donax haleyanus*, *Excirolana armata*, *Euzonus furciferus*, *Phoxocephalopsis* sp. e *Tholozodium rhombofrontalis* em Shangri-lá e *Atlantorchestoidea brasiliensis* e *Excirolana brasiliensis* na Barra do Sul.

Tais evidências indicam que as pressões antrópicas têm conseqüências ecológicas negativas na comunidade faunística de praias arenosas oceânicas (dissipativas e refletivas) que necessitam ser manejadas dentro de um amplo espectro de demandas sócio-ambientais e econômicas a fim de alcançar a conservação dos ecossistemas praias.

Além disso, o presente estudo sugere a utilização das espécies supracitadas como bioindicadores de impactos antrópicos em praias arenosas, fornecendo desta forma, ferramentas potenciais de monitoramento simples e de baixo custo. Para a avaliação das condições de conservação de um ecossistema, é impossível mensurar todas as variáveis ambientais e integrar apropriadamente uma grande quantidade de informações em um processo de tomada de decisões, assim, torna-se necessário o uso de “indicadores” biológicos (Barros, 2001; Blankensteyn, 2006).

Um problema inerente na avaliação das conseqüências da urbanização e uso recreativo está na ocorrência, muitas vezes, simultânea de várias interferências antrópicas, dificultando a distinção do fator responsável pela diminuição ou perda da biodiversidade. Em geral, praias urbanizadas suportam grande quantidade de pessoas, limpeza e ausência de dunas, as quais complicam a determinação da real influência de cada fator (Veloso *et al.*, 2009). Neste sentido, faz-se necessária a aplicação de abordagens experimentais que busquem avaliar, através de simulações, o efeito de cada atividade antrópica. Levando-se em conta que os ambientes praias são altamente dinâmicos, estudos futuros também devem considerar a variabilidade temporal através da inserção de réplicas temporais na elaboração dos delineamentos amostrais.

## V. Anexos

### Anexo 1 – Lista de táxons identificados no Balneário Shangri-lá.

<b>Grupo</b>	<b>Família</b>	<b>Táxon</b>
<b>Crustacea</b>		
Amphipoda	Talitridae	<i>Atlantorchestoidea brasiliensis</i>
	Oedicerotidae	<i>Bathyporeiapus</i> sp.
	Phoxocephalopsidae	<i>Phoxocephalopsis</i> sp.
Decapoda	Portunidae	<i>Arenaeus</i> sp. (megalopa)
	Mysidae	<i>Bowmaniella brasiliensis</i>
	Hippidae	<i>Emerita brasiliensis</i>
	-	Decapoda (juvenil)
	Albuneidae	<i>Lepidopa richmondi</i>
	Ocypodidae	<i>Ocypode quadrata</i> (megalopa)
Isopoda	Cirolanidae	<i>Excirolana armata</i>
	Sphaeromatidae	<i>Tholozodium rhombofrontalis</i>
<b>Insecta</b>		
	Staphylinidae	<i>Bledius bonariensis</i>
	-	Insecta (larva)
<b>Mollusca</b>		
Bivalvia	Donacidae	<i>Donax gemmula</i>
	Donacidae	<i>Donax hanleyanus</i>
	Mesodesmatidae	<i>Mesodesma mactroides</i>
<b>Polychaeta</b>		
	Onuphiidae	<i>Australonuphis casamiquelorum</i>
	Spionidae	<i>Dispio remanei</i>
	Opheliidae	<i>Euzonus furciferus</i>
	Glyceridae	<i>Hemipodus olivieri</i>
	Spionidae	<i>Scolecopsis goodybodyi</i>

Anexo 2 – Lista de táxons identificados no Balneário Barra do Sul.

<b>Grupo</b>	<b>Família</b>	<b>Táxon</b>
<b>Crustacea</b>		
Amphipoda	Talitridae	<i>Atlantorchestoidea brasiliensis</i>
	Caprellidae	Caprellidae sp.
Decapoda	Hippidae	<i>Emerita brasiliensis</i>
	-	Decapoda (larva)
	Ocypodidae	<i>Ocypode quadrata</i> (megalopa)
Isopoda	Cirolanidae	<i>Excirolana braziliensis</i>
	Idoteidae	<i>Macrochiridotea giambiageae</i>
Tanaidacea	Tanaidacea	Tanaidaceo sp.
<b>Insecta</b>	-	Coleoptera sp.
<b>Mollusca</b>		
Bivalvia	Donacidae	<i>Donax hanleyanus</i>
<b>Polychaetha</b>	Glyceridae	<i>Hemipodus olivieri</i>
	Psionidae	<i>Psionidens</i> sp.
	Spionidae	<i>Scolelepis goodybodyi</i>